

Trabalho de Conclusão de Curso

Avaliação da quantificação de risco à saúde humana a partir de taxa de dose potencial variável com o modelo matemático SCBR para um estudo de caso em área contaminada por combustíveis

Lenise Câmara Franco

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E
AMBIENTAL**

Lenise Câmara Franco

**AVALIAÇÃO DA QUANTIFICAÇÃO DE RISCO À SAÚDE
HUMANA A PARTIR DE TAXA DE DOSE POTENCIAL
VARIÁVEL COM O MODELO MATEMÁTICO SCBR PARA UM
ESTUDO DE CASO EM ÁREA CONTAMINADA POR
COMBUSTÍVEIS**

Trabalho submetido à Banca Examinadora
como parte dos requisitos para Conclusão do
Curso de Graduação em Engenharia
Sanitária e Ambiental – TCC II.

Orientador: Prof. Dr. Henry Xavier Corseuil

Coorientadora: Dra. Cristina Cardoso Nunes

Florianópolis
2017

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E
AMBIENTAL

Avaliação da quantificação de risco à saúde humana a partir de taxa de dose potencial variável com o modelo matemático SCBR para um estudo de caso em área contaminada por combustíveis

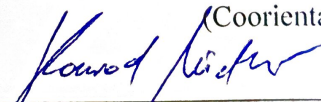
LENISE CÂMARA FRANCO

Trabalho submetido à Banca Examinadora como parte dos requisitos para Conclusão do Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental – TCC II.

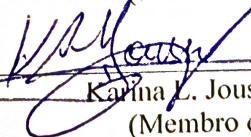
Prof. Henry Xavier Corseuil, Dr.
(Orientador)



Cristina Cardoso Nunes, Dra.
(Coorientadora)



Prof. Konrad Z. Miotlinski., Dr.
(Membro da Banca)



Karina L. Joussef, Msc.
(Membro da Banca)

FLORIANÓPOLIS (SC)
NOVEMBRO 2017

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Franco, Lenise Câmara

Avaliação da quantificação de risco à saúde humana a partir de taxa de dose potencial variável com o modelo matemático SCBR para um estudo de caso em área contaminada por combustíveis / Lenise Câmara Franco ; orientador, Henry Xavier Corseuil, coorientadora, Cristina Cardoso Nunes, 2017.
122 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, Florianópolis, 2017.

Inclui referências.

1. Engenharia Sanitária e Ambiental. 2. Avaliação de risco à saúde humana. 3. Taxa de dose potencial variável. 4. Modelo matemático SCBR.. I. Xavier Corseuil, Henry. II. Cardoso Nunes, Cristina. III. Universidade Federal de Santa Catarina. Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental. IV. Título.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Prof. Henry Xavier Corseuil, por ter aceitado me orientar e ter possibilitado a realização deste trabalho.

À equipe do REMA, pelo apoio e pelo aprendizado proporcionado durante vários dos meus anos da graduação. Em especial à Cris, minha coorientadora, pela disponibilidade, paciência e dedicação durante a orientação deste trabalho, sem as quais sua conclusão não teria sido possível. À Karina, pela disponibilidade em solucionar dúvidas e fornecer opiniões sobre diversos pontos deste trabalho. A todos os colegas do REMA que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho.

Ao Iago, pela companhia e apoio constantes durante este período, e pelas numerosas revisões fornecidas. A todos os amigos que se fizeram presentes durante os anos de graduação, que de alguma forma contribuíram para construir uma experiência agradável durante os anos de graduação.

Finalmente, agradeço à minha mãe, Beatriz Câmara, cujo apoio e incentivo durante toda a minha vida foram essenciais para que eu pudesse alcançar meus objetivos.

RESUMO

A avaliação de risco à saúde humana é responsável pela determinação da probabilidade de compostos causarem efeitos adversos à saúde humana ao entrarem em contato com receptores. O objetivo geral deste trabalho foi avaliar a quantificação de risco a partir da taxa de dose potencial variável com o modelo matemático SCBR para um estudo de caso. Para isso, foi realizada a comparação da quantificação do risco através do uso de duas metodologias distintas: a metodologia RBCA, que quantifica o risco com base em taxa de dose potencial (TPD) constante; e outra metodologia que considera a TDP variável. O risco foi quantificado para o composto benzeno; relativo às rotas de exposição por meio de ingestão, contato dérmico e inalação de vapores provenientes da água subterrânea contaminada, com base em concentrações medidas e simuladas. A comparação entre as duas metodologias foi realizada a partir da fração de área do empreendimento impactada com risco carcinogênico e não carcinogênico acima dos valores toleráveis. A fração de área impactada com risco à saúde humana foi superior para a metodologia de TDP constante. A quantificação do risco com TPD constante apresentou variação espacial e de magnitude para as datas de interesse estudadas (2006, 2009, 2011 e 2013). Em relação à TDP, aponta-se como vantagem o atendimento à exigência legal, como desvantagem, a deficiência de implantação de monitoramentos ambientais periódicos. Em relação à metodologia com base em TDP variável, destaca-se como vantagem a possibilidade de ser empregada como instrumento de apoio no diálogo com órgãos ambientais.

PALAVRAS-CHAVE: avaliação de risco à saúde humana; SCBR; taxa de dose potencial variável.

ABSTRACT

Human health risk assessment is responsible for the analysis of the potential for adverse effects on receptors to be caused by a chemical of concern from a contaminated site. The main goal is to evaluate human health risk assessment considering variable potential dose rate (PDR), using the mathematical model SCBR on a case study. Here, human health risk is quantified based on two distinct methodologies: first, the traditional methodology (RBCA) is used, where the risk is assessed based on constant exposure rates during the exposure time; then, a methodology is used in where the temporal variation of the contaminant's concentration is taken into account. Human health risk was assessed in relation to the substance benzene, relative to the exposure routes inhalation, dermal contact and ingestion of contaminated groundwater, based on detected and simulated concentrations. The comparison between the two methodologies was made from the fraction of area of the enterprise impacted with carcinogenic and non-carcinogenic risk above the tolerable values. The fraction of impacted area with human health risk was higher for the constant TDP methodology. Risk assessment considering constant PDR presented spatial and magnitude variation for the dates of interest studied (2006, 2009, 2011 and 2013). In relation to constant PDR methodology, it is pointed out as an advantage the compliance with legal requirements, and as a disadvantage, the deficiency of implementation of periodic environmental monitoring. In relation to the methodology based on variable PDR, the advantage is the possibility of being used as a support tool in the dialogic with environmental agencies.

KEY-WORDS: human health risk assessment; SCBR; variable potential dose rate.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Etapas do gerenciamento de áreas contaminadas	27
Figura 2 - Fluxograma das etapas de gerenciamento de áreas contaminadas.....	29
Figura 3 - Etapas da avaliação de risco	31
Figura 4 - Exemplo de Modelo Conceitual de Exposição	35
Figura 5 - Localização da área de estudo	53
Figura 6 - Modelo conceitual de exposição para a área de estudo	62
Figura 7 - Mapas de risco carcinogênico total calculado a partir de concentrações medidas de benzeno.....	66
Figura 8 - Mapas de risco não carcinogênico total calculado a partir de concentrações medidas de benzeno.....	67
Figura 9 – Fração da área total apresentando risco carcinogênico à saúde humana	68
Figura 10 - Risco carcinogênico total na área, agrupado por ordem de grandeza.	69
Figura 11 - Fração da área total apresentando risco total não carcinogênico à saúde humana	70
Figura 12 - Risco não carcinogênico na área, agrupado por ordem de grandeza.	70
Figura 13 - Mapa potenciométrico da área de estudo, junho/2011.....	73
Figura 14 - Mapa potenciométrico da área de estudo, junho/2013.....	74
Figura 15 - Mapa potenciométrico da área de estudo, novembro/2013.	75
Figura 16 - Evolução das plumas de benzeno	78
Figura 17 - Mapas de risco à saúde humana com base em taxa de dose potencial variável	80

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Equações para o cálculo do ingresso para diferentes vias de ingresso.....	36
Tabela 2 - Relatórios utilizados para obtenção de informações para realização das simulações com o SCBR.....	55
Tabela 3 - Valores de recarga adotados nas simulações de fluxo.....	57
Tabela 4 - Fontes potenciais de contaminação simuladas	58
Tabela 5 - Propriedades do benzeno.....	59
Tabela 6 - Parâmetros de exposição utilizados no cálculo do risco à saúde humana	60
Tabela 7 - Propriedades físicas do meio.....	61
Tabela 8 - Magnitude do fluxo nos pontos analisados	76
Tabela 9 – Análise residual dos valores simulados	76
Tabela 10 - Fração da área total com valores de risco acima dos limites aceitáveis obtidos com as duas metodologias aplicadas.....	81

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ASTM – *American Society for Testing and Materials*

BTEX – Benzeno, Tolueno, Etilbenzeno, o-Xileno, m- Xileno, p-Xileno

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

EPA – *Environmental Protection Agency*

MCE – Modelo Conceitual de Exposição

PETROBRAS – Petróleo Brasileiro LTDA.

RBCA – *Risk-Based Corrective Action*

REMA – Núcleo Ressacada de Pesquisas em Meio Ambiente

RfD – Dose de Referência

SCBR – Solução Corretiva Baseada no Risco

SF – *Slope Factor* (Fator de Carcinogenicidade)

SQI – Substância Química de Interesse

TDP – Taxa de Dose Potencial

UFSC – Universidade Federal de Santa Catarina

GLOSSÁRIO

Avaliação de risco à saúde humana – processo pelo qual são identificados, avaliados e quantificados os riscos à saúde humana;

BTEX – abreviatura usada para o grupo de hidrocarbonetos monoaromáticos composto pelo benzeno, tolueno, etilbenzeno e os isômeros do xileno, frequentemente encontrados em áreas contaminadas por combustíveis;

Concentração de exposição - concentrações dos compostos químicos de interesse que podem estar em contato com o receptor durante o período de exposição;

Dose potencial – quantidade de um produto químico ingerido, inalado ou aplicado sobre a pele;

Gerenciamento de áreas contaminadas - conjunto de medidas tomadas com o intuito de minimizar o risco à população e ao meio ambiente proveniente da existência de áreas contaminadas;

Risk-Based Corrective Action (RBCA) – metodologia de avaliação de risco à saúde humana que leva em consideração concentrações de exposição constantes ao longo do tempo de exposição;

Rotas de ingresso – percurso que o agente químico ou físico percorre da fonte até o indivíduo exposto;

Substância Química de Interesse – composto ou substância química detectada no meio físico relacionada à fonte de contaminação. Deve possuir perfil toxicológico e físico-químico suficientes para ser utilizado na quantificação do risco à saúde humana e no estabelecimento de metas de remediação;

Taxa de dose potencial - quantidade do composto químico ingerido, inalado ou absorvido pela pele (dose potencial) por unidade de tempo;

Vias de ingresso – modo como um contaminante entra em contato com o organismo: ingestão, inalação e/ou contato dérmico.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	21
2	OBJETIVOS	23
2.1	Objetivo Geral.....	23
2.2	Objetivos Específicos.....	23
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	25
3.1	Gerenciamento de áreas contaminadas	25
3.2	Avaliação de risco à saúde humana	29
3.2.1.	Risk-Based Corrective Action (RBCA).....	39
3.2.2.	Quantificação do risco com base em taxa de dose potencial constante.....	41
3.2.3.	Quantificação do risco com base em taxa de dose potencial variável	42
3.3	Transporte e transformação de poluentes na água subterrânea	43
3.4	Modelo matemático SCBR	45
3.4.1.	Formulação matemática.....	47
3.4.2.	Mapas	50
4	METODOLOGIA	53
4.1	Área de estudo.....	53
4.2	Simulação do fluxo subterrâneo.....	55
4.3	Transporte de contaminantes.....	57
4.4	Avaliação de risco à saúde humana	60
4.4.1.	Risco com base em taxa de dose potencial constante	62
4.4.2.	Risco com base em taxa de dose potencial variável	63
4.4.3.	Comparação dos resultados (taxa de dose potencial constante e variável).....	63
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	65
5.1	Risco com base em taxa de dose potencial constante	65
5.2	Risco com base em taxa de dose potencial variável.....	72

5.2.1. Simulação de fluxo subterrâneo	72
5.2.2. Transporte e transformação de contaminantes	77
5.2.3. Quantificação do risco com base em taxa de dose potencial variável	79
5.2.4. Comparação entre as metodologias aplicadas	81
6 CONCLUSÃO.....	85
7 RECOMENDAÇÕES.....	89
REFERÊNCIAS.....	91
APÊNDICES.....	97
APÊNDICE I – Cálculo da porosidade efetiva	99
APÊNDICE II – Resultados da quantificação do risco à saúde humana com base em taxa de dose potencial constante	101
APÊNDICE III – Resultados da quantificação do risco à saúde humana com base em taxa de dose potencial variável.....	109
ANEXOS	111
ANEXO I – Cargas hidráulicas nos poços de monitoramento.....	113
ANEXO II – Valores de condutividade hidráulica apresentados por Bureau Veritas (2006).....	119
ANEXO III – Concentrações medidas na água subterrânea	121

1 INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, o aumento na demanda de combustíveis fósseis derivados de petróleo tem aumentado as chances de acidentes nos processos de armazenamento, transporte e uso destes produtos. Segundo dados da Agência Nacional de Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (ANP), no ano 2000, foram comercializados no Brasil cerca de 23 milhões de metros cúbicos de gasolina; em 2016, este valor foi de aproximadamente 43 milhões de metros cúbicos – um aumento de 87% num período de 16 anos (ANP, 2016). A contaminação de áreas em decorrência de acidentes como derramamentos e vazamentos de combustíveis gera graves impactos ambientais e à saúde humana, podendo contaminar o solo, a água superficial e a água subterrânea.

Anualmente, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) divulga a relação de áreas contaminadas e reabilitadas do estado de São Paulo. De acordo com estes relatórios, no ano de 2002 foram registradas 255 áreas contaminadas no Estado; no ano de 2016, este número somava 5.662 – um aumento de 28 vezes na quantidade de áreas contaminadas. Dentre as fontes de contaminação destacam-se os postos de combustíveis, responsáveis por 73% dos registros de contaminação no ano de 2016, situação evidenciada pelo fato de que os principais contaminantes encontrados nestas áreas são solventes aromáticos (representados principalmente pelos compostos benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos) e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs), fortes indicadores de contaminações por combustíveis (CETESB, 2016a).

Neste cenário, o gerenciamento de áreas contaminadas mostra-se altamente importante, por fornecer informações e auxiliar a tomada de decisões capazes de minimizar os impactos ambientais e sobre a saúde humana resultantes de eventos de contaminação. O desenvolvimento e o aprimoramento de métodos que permitam a avaliação do risco à saúde humana tornam-se importantes, e justifica-se o estudo de novas metodologias que busquem fornecer um resultado mais próximo à real situação de contaminação ambiental, de forma que seja possível garantir uma ocupação segura das áreas contaminadas, minimizando impactos ambientais e à saúde humana.

Dentre as etapas do gerenciamento ambiental de áreas contaminadas encontra-se a avaliação de risco à saúde humana. O risco à saúde humana indica a probabilidade de compostos causarem efeitos adversos à saúde em uma área contaminada, ao entrarem em contato com receptores humanos (como trabalhadores e/ou residentes). A quantificação do risco em uma área contaminada baseia-se em diversos

parâmetros, como características físicas e químicas dos contaminantes, características hidrogeológicas da área e parâmetros de exposição à contaminação.

Inserido no contexto de gerenciamento de áreas contaminadas por combustíveis, o Núcleo Ressacada de Pesquisas em Meio Ambiente (REMA) vem desenvolvendo em parceria com a Petrobras o modelo matemático SCBR (Solução Corretiva Baseada no Risco) desde 2001. Este modelo é bidimensional com o foco no gerenciamento de áreas impactadas por hidrocarbonetos de petróleo. Ele permite, dentre outros, a simulação do fluxo subterrâneo e do transporte e transformação de contaminantes, o cálculo do risco à saúde humana e a simulação de tecnologias de remediação. Este trabalho tem como ponto central a análise da quantificação do risco à saúde humana em áreas contaminadas por combustíveis derivados de petróleo, no que diz respeito à contaminação da água subterrânea, mais especificamente no que se refere à taxa de dose potencial na quantificação do risco.

A metodologia *Risk-Based Corrective Action* (RBCA), tradicionalmente utilizada para áreas contaminadas por derivados de petróleo, leva em consideração a dose potencial constante, obtida com a partir das concentrações máximas observadas no meio contaminado e detectadas pelas análises químicas realizadas em monitoramentos ambientais. Desta forma, o período do monitoramento da área impactada influencia significativamente na quantificação do risco, visto que na prática geralmente não são realizados acompanhamentos históricos que representem o impacto ambiental presente na área. Devido aos processos de transporte e transformação que alteram as concentrações dos contaminantes ao longo do tempo, e pelo fato de os monitoramentos ambientais geralmente serem realizados de forma esporádica e em datas arbitrárias, não é possível garantir que a situação de contaminação ambiental identificada no monitoramento utilizado como base para a quantificação do risco represente a situação mais crítica da área (JOUSSEF, 2013).

Na metodologia de taxa de dose potencial variável proposta por Joussef (2013), considera-se a variação temporal e espacial das concentrações no cálculo da quantidade de contaminantes a que os receptores estão expostos ao longo de todo o período de exposição considerado.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Este trabalho tem como objetivo geral **avaliar a quantificação de risco à saúde humana a partir da taxa de dose potencial variável**, com base em um estudo de caso de uma área contaminada por combustíveis através do modelo matemático SCBR.

2.2 Objetivos Específicos

- a) Quantificar o risco à saúde humana para o contaminante benzeno, com base na metodologia de taxa de dose potencial constante, para a água subterrânea, para as rotas ingestão, contato dérmico e inalação em ambientes abertos e fechados;
- b) Quantificar o risco à saúde humana para o contaminante benzeno, com base na metodologia de taxa de dose potencial variável, para a água subterrânea, para as rotas ingestão, contato dérmico, inalação em ambientes abertos e fechados;
- c) Comparar os resultados da quantificação do risco com base em taxa de dose potencial constante e taxa de dose potencial variável para o caso estudado, apontando vantagens e desvantagens de cada metodologia.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Gerenciamento de áreas contaminadas

A crescente demanda no uso de combustíveis fósseis aumenta as chances de acidentes nos processos de armazenamento, transporte e uso destes produtos. A contaminação de áreas em decorrência de acidentes como derramamentos e vazamentos de combustíveis resulta em graves impactos ambientais e à saúde humana, podendo contaminar o solo, a água superficial e a água subterrânea.

Internacionalmente, existem diversas definições que se referem a áreas contaminadas, que embora distintas têm em comum o seguinte aspecto central: a presença de substâncias que podem causar efeitos adversos à saúde humana e ao meio ambiente. Segundo o Sistema Europeu de Informações Sobre Remediação de Águas Subterrâneas e Áreas Contaminadas (EUGRIS – *Europe Groundwater and Land Remediation Information System*), áreas contaminadas podem ser definidas essencialmente como áreas que apresentam substâncias em concentrações que não ocorreriam naturalmente, podendo essa contaminação representar ou não riscos à saúde humana, à qualidade da água ou a ecossistemas. Em relação a áreas urbanas contaminadas, os termos *brownfield sites* (no Canadá e nos Estados Unidos), *derelict lands* (no Reino Unido) e *former industrial sites* (em várias partes da Europa) são utilizados para definir áreas industriais abandonadas suspeitas de contaminação que se localizam em zonas urbanizadas (EUGRIS; SOUSA, 2001).

No Brasil, uma área contaminada é definida como uma área, terreno ou local onde, em decorrência da realização de avaliação de risco, foram observadas quantidades ou concentrações de matéria em condições que causem ou possam causar danos à saúde humana. Vale notar que, segundo a legislação do país, no caso da existência de um bem de relevante interesse ambiental na área em questão e caso sejam detectadas concentrações de contaminantes superiores ao valor legal aceitável, a área pode ser considerada contaminada sem a obrigatoriedade de realização de avaliação de risco (ABNT, 2013; CETESB, 2007).

Nesse contexto, o gerenciamento de áreas contaminadas consiste num conjunto de medidas que tem como objetivo reduzir a níveis aceitáveis os riscos a que estão sujeitos a população e o meio ambiente em decorrência da exposição às substâncias provenientes de áreas contaminadas. Estas medidas devem resultar no conhecimento das características das áreas, e dos riscos e danos decorrentes da contaminação, de forma a fornecer os instrumentos necessários à tomada

de decisão quanto às formas de intervenção mais adequadas para a área em estudo (CETESB, 2017).

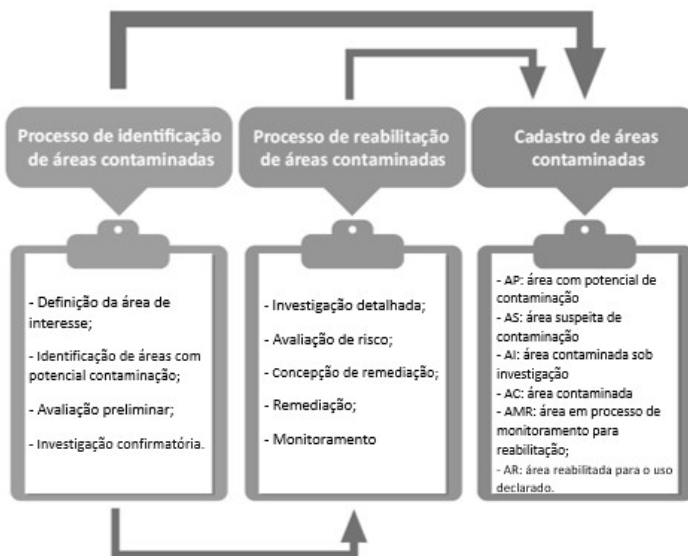
O gerenciamento de áreas contaminadas tornou-se objeto de interesse da agenda ambiental com o intuito de minimizar impactos ambientais e possibilitar a ocupação contínua e recuperação de áreas contaminadas através do controle dos riscos. Atualmente, o gerenciamento de áreas contaminadas apresenta-se como um grande desafio ambiental em escala mundial. Devido à expansão urbana, áreas contaminadas vêm sendo utilizadas ou podem ter uma ocupação futura em várias regiões do planeta, o que aumenta a eventual exposição da população a contaminantes que podem conferir potenciais riscos à saúde humana (MORAES, TEIXEIRA e MAXIMIANO, 2014). Outro fato a ser destacado é o crescente aumento na demanda de combustíveis fósseis, o que pode acarretar no aumento de casos de contaminação de águas subterrâneas no caso de ocorrerem derramamentos acidentais durante a produção, transporte e utilização destes combustíveis. A expansão urbana acelerada e o crescimento do número de casos de derramamentos de combustíveis fósseis fazem com que o estudo de medidas de gerenciamento ambiental que visem diminuir os impactos causados por estes acidentes seja de extrema importância para a manutenção das boas condições ambientais e de saúde humana.

Em questão de legislação, pode-se apontar no âmbito legal nacional a Resolução CONAMA nº 420/2009, que dispõe sobre as diretrizes e procedimentos para a proteção da qualidade do solo e gerenciamento de áreas contaminadas (CONAMA, 2009). O estado de São Paulo destaca-se no quesito iniciativas relacionadas ao gerenciamento de áreas contaminadas. A CETESB tem colaborado sistematicamente para a definição de procedimentos técnicos, diretrizes, normas e padrões utilizados no procedimento, sendo trabalhos de destaque do órgão ambiental o Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas (CETESB, 2001), os Valores Orientadores para o Estado de São Paulo (CETESB, 2016b) e a Decisão de Diretoria Nº 103/2007 (CETESB, 2007), documentos utilizados como referência em São Paulo e outros estados da União (MORAES, TEIXEIRA e MAXIMIANO, 2014).

A Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) também participa no estabelecimento de regras claras para o processo, através do desenvolvimento de normas específicas para as fases do gerenciamento de áreas contaminadas, como a NBR 16.209, de 2013, que normatiza o procedimento de avaliação de risco à saúde humana para fins de gerenciamento de áreas contaminadas (ABNT, 2013).

A CETESB, por meio da Decisão de Diretoria N° 038/2017/C, define a metodologia a ser seguida para o gerenciamento de áreas contaminadas, de forma a aperfeiçoar os recursos técnicos e econômicos aplicados, baseando-se numa estratégia constituída por etapas sequenciais em que a informação obtida em cada etapa serve de base para a execução da etapa posterior. A metodologia é dividida em dois processos básicos: o processo de identificação e o processo de reabilitação de áreas contaminadas. No primeiro, devem ser completadas seis etapas: a identificação de áreas com potencial de contaminação; a priorização destas áreas; a avaliação preliminar; a investigação confirmatória; a investigação detalhada e a avaliação de risco. O processo de reabilitação de áreas contaminadas possibilita selecionar e executar as medidas de intervenção necessárias para a situação, com o objetivo de reabilitar a área para o uso declarado. Este processo é constituído por três etapas: a elaboração do plano de intervenção; a execução deste plano e o monitoramento para encerramento (CETESB, 2017). A Figura 1 mostra o resumo das etapas do gerenciamento de áreas contaminadas.

Figura 1 - Etapas do gerenciamento de áreas contaminadas



(Fonte: Adaptado de MORAES, TEIXEIRA e MAXIMIANO, 2014)

Durante as etapas de identificação e priorização de áreas contaminadas, ocorre a identificação das áreas com potencial de

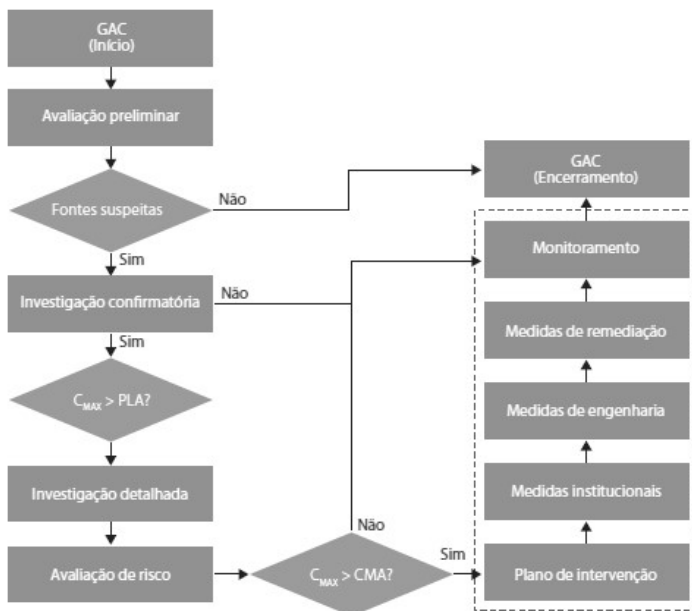
contaminação e a classificação destas áreas por meio da aplicação de critérios de priorização, tais como a utilização dos recursos hídricos para abastecimento humano e a presença de atividades potencialmente poluidoras. Na etapa seguinte, de avaliação preliminar, as atividades desenvolvidas na área são caracterizadas e são identificadas as potenciais fontes de contaminação. Durante a etapa de investigação confirmatória estas fontes são investigadas a fim de confirmar-se ou não a existência de contaminação na área. Os resultados das análises químicas obtidas nessa etapa devem ser comparados com os valores de intervenção estabelecidos pelo órgão ambiental competente, sendo a área considerada contaminada nas seguintes situações: caso os contaminantes no solo ou água apresentem concentrações acima dos valores estipulados; caso haja presença de produto ou substância em fase livre; ou caso seja constatada a disposição de resíduos perigosos em desacordo com as normas vigentes.

A etapa de investigação detalhada tem como objetivos caracterizar o meio físico da área contaminada, fornecer informações acerca da contaminação no local (concentrações e limites das plumas de contaminação das substâncias químicas de interesse), e caracterizar os cenários de exposição necessários à realização da avaliação de risco, etapa onde é caracterizada a existência de risco aos receptores identificados.

Na fase de reabilitação da área contaminada, durante a elaboração do plano de intervenção devem ser definidos os objetivos, as medidas de intervenção, e as técnicas de remediação a serem aplicadas. A conclusão da elaboração do plano de intervenção deve ser seguida por sua execução. A área será classificada como 'Área em Processo de Monitoramento para Encerramento' (APME) quando forem atendidas as seguintes situações: se após a realização da avaliação de risco forem observadas concentrações de todas as substâncias químicas de interesse abaixo das concentrações máximas aceitáveis; se tiverem sido implantadas medidas de controle institucional e de engenharia na área; ou se as metas de remediação estabelecidas forem atingidas (CETESB, 2017).

A Figura 2 apresenta o resumo do processo de gerenciamento de áreas contaminadas em forma de fluxograma, onde é possível observar as relações entre as diversas etapas do gerenciamento.

Figura 2 - Fluxograma das etapas de gerenciamento de áreas contaminadas



(Fonte: MORAES, TEIXEIRA e MAXIMIANO, 2014)

Dentro do processo de gerenciamento de áreas contaminadas está incluída a avaliação de risco à saúde humana, etapa onde são identificados os riscos e determinadas as Concentrações Máximas Aceitáveis (CMAs) para os receptores humanos identificados. Este trabalho tem como foco a comparação de duas metodologias de quantificação de risco: a metodologia tradicional, que considera a taxa de dose potencial constante ao longo do tempo, e uma metodologia que leva em consideração a variação da taxa de dose potencial, causada pela variação da concentração dos contaminantes durante o período de exposição considerado.

3.2 Avaliação de risco à saúde humana

A avaliação de risco à saúde humana pode ser definida como o processo formal usado para estimar a probabilidade de efeitos adversos à saúde humana serem causados por substâncias perigosas, que envolve a análise científica e a avaliação de informações em três áreas distintas: a natureza perigosa dos agentes naturais no meio ambiente, o grau de exposição humana a tais agentes e o impacto de tal exposição na saúde

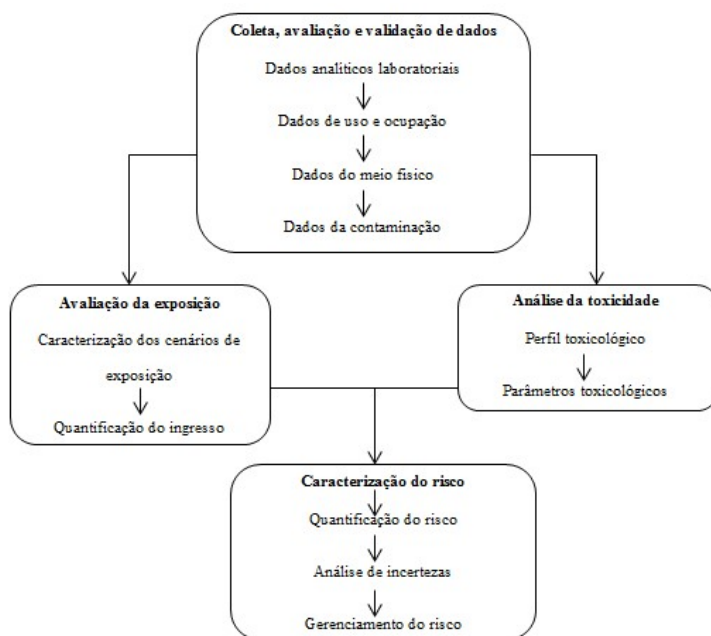
humana. Os objetivos principais da avaliação de risco à saúde humana são a identificação e a quantificação dos riscos à saúde humana decorrentes de uma área contaminada, de modo que sejam priorizadas a proteção da saúde humana e a segurança das populações expostas à contaminação (BERGLUND, ELINDER e JÄRUP, 2001; CETESB, 2001).

É possível apontar dois importantes marcos na consolidação do uso da avaliação de risco à saúde humana: a apresentação do relatório que discute a aplicação de quatro etapas básicas de avaliação de risco em nível governamental, em 1983, pela Academia Nacional de Ciências dos Estados Unidos (NAS – *National Academy of Science*) e a elaboração pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA – *United State Enviromental Protection Agency*) do primeiro documento base para avaliações de risco à saúde humana, intitulado *Risk Assessment Guidance for Superfund – RAGS – Volume I*, em 1989 (USEPA, 1989). Nos anos seguintes, diversas metodologias de avaliação de risco à saúde humana se consolidaram, sendo as mais reconhecidas: a metodologia da USEPA, de 1989, que tem como objetivo estimar quantitativamente o risco à saúde humana de uma população exposta a substâncias químicas; a metodologia desenvolvida pela ATSDR (*Agency for Toxic Substances and Disease Registry*), com foco em perspectivas médicas e de saúde pública associadas à exposição a agentes perigosos (ATSDR, 1992); e a metodologia denominada *Risk-Based Corrective Action - RBCA*, desenvolvida pela ASTM (*American Society for Testing and Materials*) (ASTM, 2000).

O levantamento adequado dos riscos à saúde humana depende de um estudo detalhado dos processos que podem levar um receptor a entrar em contato com um potencial contaminante. Nesse contexto, o processo de avaliação de risco é responsável por analisar o cenário de contaminação da área estudada, avaliando fatores relativos às características da contaminação, à natureza da exposição dos receptores aos contaminantes e aos efeitos adversos causados à saúde humana por tais contaminantes, dentre outros pontos que influenciam a interação entre receptores potenciais e substâncias presentes em uma área contaminada.

De modo geral, o processo de avaliação de risco pode ser dividido em quatro etapas básicas: coleta, avaliação e validação de dados; avaliação da exposição; análise da toxicidade; e caracterização do risco. (CETESB, 2001; ABNT, 2013). É importante ressaltar que as informações obtidas em cada etapa são essenciais para a execução das etapas seguintes. A Figura 3 sintetiza estas etapas, suas relações e os procedimentos envolvidos em cada uma delas.

Figura 3 - Etapas da avaliação de risco



(Fonte: Adaptado de MORAES; TEIXEIRA; MAXIMIANO, 2014)

• Coleta, avaliação e validação de dados

A etapa de coleta, avaliação e validação de dados compreende a compilação e validação de todas as informações disponíveis e relevantes para o desenvolvimento de um modelo conceitual de exposição da área de interesse, assim como a identificação de dados que possibilitem a quantificação das doses de ingressos das substâncias químicas de interesse. Durante esta etapa também devem ser obtidos dados referentes à situação ambiental da área, incluindo históricos de eventuais acidentes e medidas de remediação adotadas, além de estudos anteriores que servirão como base para a avaliação de risco à saúde humana. O objetivo geral desta etapa é estabelecer a base de informações necessárias para o desenvolvimento das etapas de avaliação da exposição, análise da toxicidade e caracterização do risco (ABNT, 2013; MORAES, TEIXEIRA e MAXIMIANO, 2014).

Devem ser reunidos resultados de análises químicas de amostras coletadas nos diferentes compartimentos do meio físico (solo, água subterrânea, água superficial, ar, etc.); informações acerca das

características do meio físico que possam afetar o transporte, a atenuação natural e a persistência dos contaminantes na área; e características de uso e ocupação do solo na área de interesse e em seu entorno. Para a realização da avaliação de risco, é necessário que tenham sido completadas as etapas de avaliação preliminar, investigação confirmatória e investigação detalhada, visto que as informações necessárias devem ser obtidas com base em estudos ambientais realizados previamente na área de interesse, mais especificamente a partir de relatórios resultantes destas etapas (ABNT, 2013; MORAES, TEIXEIRA e MAXIMIANO, 2014).

Em relação à análise e validação dos dados provenientes de análises químicas laboratoriais, é importante notar que as análises químicas devem seguir métodos analíticos laboratoriais aceitos e padronizados para cada substância química, e que os laudos analíticos devem conter um conjunto específico de informações, apresentado no item 4.1.2.1 da norma NBR 16209 – “Avaliação de risco à saúde humana para fins de gerenciamento de áreas contaminadas” (ABNT, 2013). Em relação aos dados relativos ao meio físico da área em estudo, nota-se que os parâmetros avaliados devem ser passíveis de utilização em modelagem matemática e devem estar relacionados a características geológicas, hidrogeológicas e hidrológicas que tenham influência sobre o comportamento do contaminante no meio físico de interesse. Quanto à caracterização do uso e ocupação do solo na área de interesse e em seu entorno, devem ser consideradas as atividades desenvolvidas na área no que diz respeito a processos operacionais, indústrias e outras potenciais atividades poluidoras que podem impactar o meio físico, assim como a caracterização da ocupação atual e futura (prevista) do entorno na área a ser estudada. Estas informações influenciam na identificação de potenciais fontes de contaminação e nos tipos de receptores a serem considerados na avaliação de risco (ABNT, 2013; MORAES, TEIXEIRA e MAXIMIANO, 2014).

Dados relativos à contaminação na área também precisam ser levantados, sendo necessário verificar, dentre outros aspectos, se foram consideradas na amostragem dos compartimentos do meio físico todas as substâncias químicas associadas às possíveis fontes de contaminação presentes na área, se os limites das plumas de contaminação foram definidos de maneira adequada e se foi identificada presença de fase livre (ABNT, 2013).

Em geral, os tipos de informações obtidas nesta etapa são: identificação das fontes potenciais de contaminação, tipos e concentrações de contaminantes previamente detectadas na área, meios

potencialmente contaminados e potenciais caminhos de exposição, incluindo receptores e pontos de exposição (JOUSSEF, 2013).

- **Avaliação da exposição**

O principal objetivo da avaliação da exposição é estimar o tipo, magnitude e frequência da exposição humana a substâncias químicas de interesse (SQIs) associadas a uma fonte de contaminação presente no meio físico. A avaliação da exposição pode ser dividida em duas etapas: a caracterização dos cenários de exposição e a quantificação do ingresso. Desta etapa resultam a definição dos cenários de exposição e suas respectivas doses de ingresso relacionadas às SQIs consideradas, calculadas para cada cenário de exposição (CETESB, 2001; ABNT, 2013).

Durante a caracterização dos cenários de exposição são analisados dados sobre o meio físico e as populações potencialmente expostas localizadas dentro e nos redores da área de interesse, com o objetivo de definir detalhadamente as características associadas ao processo de exposição toxicológica (CETESB, 2001). Isto se dá por meio da definição dos cenários de exposição, ou seja, da definição de todos os caminhos pelos quais a contaminação se desloca a partir de uma fonte e atinge a população exposta, sendo que cada cenário deve ilustrar um único mecanismo de exposição. Cada cenário de exposição deve estar relacionado aos seguintes elementos: fontes de contaminação; receptores potenciais, caminho de exposição; ponto de exposição (PDE); e vias de ingresso (ABNT, 2013).

A fonte de contaminação está associada à origem da contaminação; sua identificação deve servir de base para determinar quais compartimentos do meio físico (solo, água subterrânea, água superficial, ar, etc.) podem estar sujeitos à contaminação, e também quais caminhos podem ser seguidos pelas SQIs até os receptores. As fontes de contaminação de uma área devem ser caracterizadas a partir de informações obtidas nos relatórios de avaliação preliminar, investigação confirmatória e investigação detalhada. Devem ser avaliados dados como a relação das substâncias químicas identificadas nas análises laboratoriais, a localização e determinação da geometria das potenciais áreas de fonte, e os mecanismos de liberação das substâncias para o meio impactado. Com base nos dados referentes às substâncias identificadas nas análises químicas e na relevância de tais substâncias para a avaliação de risco, devem ser definidas as SQIs para o estudo a ser realizado.

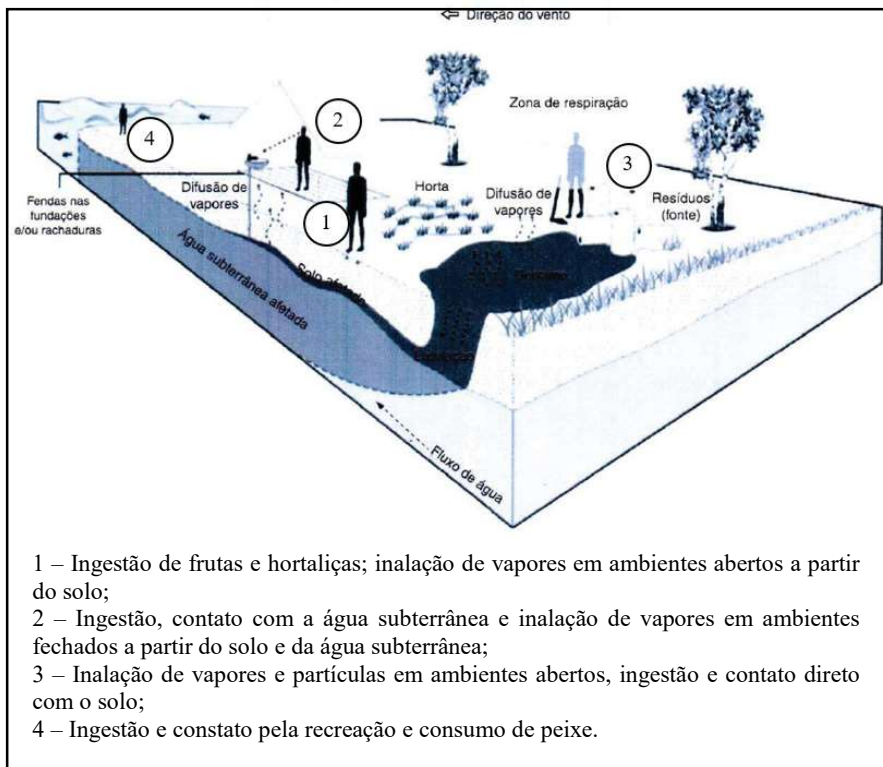
Para a identificação dos receptores potenciais deve-se recorrer a uma análise histórica visando a identificação e caracterização de potenciais receptores expostos à contaminação nos períodos do passado, presente e futuro. Na metodologia RBCA, são definidas cinco categorias de receptores: receptores residenciais, relacionados à presença de casas e edifícios residências na área de interesse ou entorno; receptores recreacionais, ligados a atividades desenvolvidas em áreas contaminadas, como campos ou lagos; receptores trabalhadores (industrial ou comercial) que exerçam sua função regularmente em ambientes dentro e fora da área de interesse; receptores trabalhadores da construção civil, cujas atividades possam resultar em contato com água, solo ou ar contaminados; e receptores eventuais (ABNT, 2013).

Um caminho de exposição ou rota de ingresso é o trajeto percorrido por uma SQI desde a fonte até o receptor; é considerado completo quando são identificados: uma fonte de contaminação, um ponto de exposição do receptor à contaminação; um mecanismo de transporte que atue sobre o contaminante e uma via de ingresso que permita o acesso do contaminante ao organismo do receptor. As vias de ingresso consideradas na avaliação de risco à saúde humana dependem da metodologia aplicada. De modo geral, são consideradas as vias: ingestão, inalação e/ou contato dérmico com contaminantes presentes nos compartimentos do meio físico contaminado (ABNT, 2013; JOUSSEF, 2013).

Com base nas informações obtidas na etapa de caracterização da exposição é possível montar um modelo conceitual de exposição (MCE), que servirá de base para a quantificação do risco e definição de projetos de remediação. O MCE consiste em uma síntese das informações obtidas nesta etapa, possibilitando a melhor compreensão acerca da dinâmica de contaminação existente na área envolvendo a localização, transporte e distribuição das SQIs desde as fontes de contaminação até os pontos de exposição e sua relação com os receptores existentes. No MCE estão representados os conjuntos de cenários de exposição presentes na área de interesse. O modelo conceitual é fundamental para determinação dos dados necessários para a avaliação de risco, bem como o estabelecimento da quantidade, distribuição e extensão da investigação.

No caso de águas subterrâneas, é importante a confecção e utilização de mapas que mostrem o comportamento espacial dos contaminantes na água ao longo do tempo (CETESB, 2001; JOUSSEF, 2013). A Figura 4 mostra um exemplo de Modelo Conceitual de Exposição.

Figura 4 - Exemplo de Modelo Conceitual de Exposição



Na etapa de quantificação do ingresso são avaliadas a magnitude, a frequência e a duração da exposição para cada caminho identificado na caracterização da exposição. A quantificação do ingresso está dividida em dois estágios: estimativa das concentrações de exposição e cálculo do ingresso. As concentrações de exposição podem ser estimadas a partir de dados provenientes de monitoramentos ambientais ou com o emprego de modelos matemáticos de transporte e transformação de contaminantes, em casos em que é desejado estimar concentrações futuras ou quando há ausência de dados de monitoramento. O cálculo do ingresso consiste na quantificação das concentrações dos compostos químicos de interesse que potencialmente ingressaram no organismo exposto por uma determinada via de ingresso, considerando cada caminho de exposição identificado. Três categorias de parâmetros de exposição são utilizadas no cálculo do ingresso: parâmetros relacionados ao composto químico; parâmetros que

descrevem a exposição das populações; e parâmetros relacionados ao período de exposição (CETESB, 2001). A Equação 1 representa a equação genérica para o cálculo do ingresso de um composto químico, segundo alguns parâmetros de exposição:

$$I = C \times \frac{IR \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (1)$$

Onde I é o ingresso, em mg/kg.dia; C é a concentração de contaminante no meio, em mg/L ou mg/kg; IR é a taxa de contato com o meio, em L/dia ou kg/dia; EF é a frequência de exposição, em dias/ano; ED é a duração da exposição, em anos; BW é o peso corporal do receptor considerado, em kg; e AT é o período de exposição, em dias.

O ingresso deve ser calculado para cada via de ingresso considerada, de acordo com o MCE elaborado. Para a água subterrânea, devem ser consideradas as equações consideradas na Tabela 1:

Tabela 1 - Equações para o cálculo do ingresso para diferentes vias de ingresso

Via de ingresso	Equação
Ingestão	$I_{n,ingestão} = C_a \times \frac{IR_w \times EF \times ED}{BW \times AT}$
Contato dérmico	$I_{n,contato\ dérmico} = C_a \times \frac{SA \times EF \times ET \times ED \times PC \times CFd}{BW \times AT}$
Inalação em ambientes fechados	$I_{n,amb.fechado} = C_{ar,amb.fechado} \times \frac{IR_{AESP} \times EF \times ET \times ED}{BW \times AT}$
Inalação em ambientes abertos	$I_{n,amb.fechado} = C_{ar,amb.aberto} \times \frac{IR_{AAMB} \times EF \times ET \times ED}{BW \times AT}$

(Fonte: ABNT, 2013)

Onde C_a é a concentração da SQI na água subterrânea (mg/L); IR_w é a taxa de ingestão diária de água (L/dia); EF é a frequência de exposição (dias/ano); ED é a duração da exposição (anos); BW é a massa corpórea (kg); AT é o tempo médio para ocorrência de efeitos adversos carcinogênicos ou não carcinogênicos (dias); AS é a área superficial da pelo disponível para contato (cm²); ET é o tempo de exposição (h/dia); PC é o coeficiente de permeabilidade (cm/h); CFd é um fator de conversão (10⁻³ L/cm³); $C_{ar,amb.fechado}$ é a concentração da SQI no ar em ambientes fechados (mg/m³); IR_{AESP} é a taxa de inalação diária em ambientes fechados (m³/h); $C_{ar,amb.aberto}$ é a concentração da SQI no ar em ambientes

abertos (mg/m^3); e IR_{AAMB} é a taxa de inalação diária em ambientes abertos (m^3/h).

- **Análise de toxicidade**

A análise de toxicidade tem como objetivo interpretar as evidências de ocorrências de efeitos adversos à saúde humana associadas à exposição de um receptor a um composto químico, assim como estimar a relação entre a extensão da exposição e o incremento de probabilidade de efeitos adversos à saúde. Para tanto, devem ser selecionados dados toxicológicos relativos à SQIs de modo a possibilitar esta análise. O processo de análise de toxicidade está dividido em dois momentos: a identificação do perigo toxicológico e a avaliação de dose-resposta (CETESB, 2001; ABNT, 2013).

A identificação do perigo toxicológico é realizada com base em informações provenientes de estudos epidemiológicos, estudos clínicos e estudos de experimentos em animais. O objetivo desta etapa é caracterizar a natureza e intensidade dos efeitos adversos causados pelas SQIs à saúde humana, identificando os possíveis órgãos alvos de ação e prováveis mecanismos pelos quais a SQI interage com o organismo humano. As informações necessárias para a avaliação do perigo toxicológico devem ser obtidas através da consulta a banco de dados científicos internacionais de toxicologia, como o *Integrated Risk Information System (IRIS)*, *Occupational Safety and Health Administration (OSHA)*, *United States Environmental Protection Agency (EPA)*, entre outros. Inicialmente, cada SQI deve ser caracterizada quanto a seus efeitos carcinogênicos e não carcinogênicos, com base nas evidências descritas no banco de dados selecionado (CETESB, 2001; ABNT, 2013; MORAES, TEIXEIRA e MAXIMIANO, 2014).

A avaliação de dose-resposta consiste na caracterização da relação entre a dose do contaminante que entra em contato com a população exposta e a incidência do efeito adverso à saúde em eventos de exposição. A partir desta análise, são identificados valores toxicológicos (dose de referência e fator de carcinogenicidade) utilizados para estimar a probabilidade de ocorrência de efeitos adversos em função da exposição humana a uma SQI. No caso de substâncias que apresentam efeitos carcinogênicos, a relação dose-resposta é representada pelo fator de carcinogenicidade (*Slope Factor – SF*).

Em caso de exposição à substância com efeitos não carcinogênicos, é determinada a dose de referência (*RfD*).

Para substâncias de efeitos carcinogênicos não há, teoricamente, um nível de exposição que seja isento de risco; dessa forma, a avaliação da dose-resposta tem como base o fator de carcinogenicidade (SF), que possibilita o cálculo da probabilidade de um indivíduo desenvolver câncer durante o tempo de vida como resultado da exposição a uma concentração de uma SQI. Em casos de substâncias de efeitos não carcinogênicos, é definida a dose de referência (RfD), uma estimativa da quantidade de um produto químico a que uma pessoa pode ser exposta durante um tempo sem sofrer efeitos prejudiciais à sua saúde (CETESB, 2001; ABNT, 2013).

Informações sobre parâmetros toxicológicos utilizados na avaliação de risco à saúde humana podem ser encontradas em diversas fontes internacionais. Joussef (2013) destaca a relevância do banco de dados compilado pela *Integrated Risk Information System - EPA – IRIS*, devido à periodicidade com que as informações são atualizadas.

• Caracterização do risco

A caracterização do risco é a fase conclusiva da avaliação do risco à saúde humana, resultando na geração de informações quantitativas sobre a área contaminada. Considerando-se os caminhos definidos durante a elaboração do modelo conceitual de exposição da área de estudo, realiza-se a quantificação do risco individualmente para compostos carcinogênicos e não carcinogênicos, através da sumarização e integração em expressões quantitativas das etapas de avaliação de exposição e análise de toxicidade (CETESB, 2001).

O resultado da caracterização do risco de uma substância com efeitos carcinogênicos é um valor de risco carcinogênico (R), que consiste na probabilidade de um indivíduo desenvolver câncer durante o tempo de vida segundo um evento de exposição. Esta probabilidade é calculada com base em doses de ingresso determinadas na Avaliação de Exposição e os valores toxicológicos identificados na Análise de Toxicidade (CETESB, 2001). O risco carcinogênico (R) é calculado através da Equação 2:

$$R = I_n \times SF \quad (2)$$

Onde R é o risco carcinogênico (adimensional); SF é o fator de carcinogenicidade (kg.dia/mg); e I_n é a dose de ingresso (mg/kg.dia) para o cenário de exposição “n”. Para múltiplos compostos químicos, o risco

total é dado pelo somatório dos riscos individuais referentes a cada composto.

O Risco Carcinogênico Total ao qual um determinado indivíduo pode estar exposto deve ser calculado pela somatória de todos os riscos carcinogênicos estimados para cada caminho de exposição.

Para compostos não carcinogênicos, o risco é expresso na forma do quociente de perigo (HQ) que representa a comparação de um nível de exposição por período de tempo com uma dose de referência para um período de exposição similar (CETESB, 2001). O quociente de perigo é calculado pela Equação 3:

$$HQ_{total} = \frac{I_n}{RfD_i} \quad (3)$$

Onde HQ é o quociente de perigo (adimensional); I_n é a dose de ingresso (mg/kg.dia) para o cenário de exposição “n”; e RfD_i é a dose de referência (mg/kg.dia) para a via de ingresso “i”.

No cálculo do HQ, é assumido um nível de exposição (RfD) abaixo do qual provavelmente não ocorrem efeitos adversos à saúde humana. Em casos onde o nível de exposição quantificado para um cenário de exposição excede a RfD, ou seja, em casos onde o valor de HQ é maior que 1, assume-se que existe o perigo de ocorrência de efeitos não carcinogênicos adversos à saúde humana (CETESB, 2001).

3.2.1. Risk-Based Corrective Action (RBCA)

Dentre as diversas metodologias de avaliação de risco existentes, a metodologia *Risk-Based Corrective Action* (RBCA) reúne as referências técnico-científicas mais conhecidas para a avaliação de risco à saúde humana em locais contaminados com produtos derivados de petróleo, visto que foi inicialmente desenvolvida para atender cenários de contaminação por vazamentos de substâncias desta natureza (sendo posteriormente expandida para casos de contaminação por substâncias químicas em geral). A metodologia está estruturada em um sistema constituído por três níveis (*Tiers*) de sofisticação progressiva, onde o avanço no nível de avaliação substitui gradativamente o uso de informações genéricas por informações específicas da área estudada (ASTM, 2015).

A avaliação de Nível 1 consiste na comparação das concentrações de contaminantes medidas na área com padrões genéricos baseados no risco (*Risk-Based Screening Levels* – RBSL) para as substâncias presentes

no local; ao final desta etapa, decide-se pela adoção de medidas institucionais ou de engenharia que visem a proteção da segurança e saúde da população exposta à contaminação, caso os RBSL possam ser alcançados, ou pelo avanço ao próximo nível de avaliação. No Nível 2 é realizada a quantificação do risco, e são calculadas as concentrações máximas aceitáveis específicas para a área, denominadas *Site-Specific Target Levels* (SSTL), utilizando-se parâmetros específicos da área em estudo; ao final desta etapa, pode-se optar pela adoção de medidas de remediação da área contaminada ou pelo avanço ao próximo nível. No Nível 3 há a possibilidade de determinar os SSTL para rotas de exposição diretas e indiretas fazendo uso de parâmetros específicos da área e de modelos numéricos de transporte e atenuação natural de contaminantes, utilizando um maior número de informações no local. O avanço do Nível 2 para o Nível 3 constitui um aumento significativo na complexidade da avaliação de risco; de modo geral, a execução dos Níveis 1 e 2 são suficientes para a maioria das áreas contaminadas (ASTM, 2015).

No Brasil, a CETESB destaca-se como uma importante entidade no estabelecimento da metodologia de avaliação de risco à saúde humana. Em 2001, publicou o Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas, contendo, dentre outros pontos, descrições sobre os conceitos básicos relativos ao gerenciamento de áreas contaminadas, a relação das bases legais existentes no Brasil até a data da publicação, e a descrição de aspectos da avaliação de risco e seus métodos. No mesmo ano também foi publicada pela Companhia a primeira relação de valores orientadores específicos para o Estado de São Paulo, visto que até então eram utilizados valores orientadores referentes a regiões do globo cujas características não eram aplicáveis à realidade brasileira (CETESB, 2001). Desde sua publicação, esta relação de valores orientadores passou por diversas atualizações; até o momento, a última atualização foi a publicada na Decisão de Diretoria 256/2016/E de 2016. No ano de 2006, através da Decisão de Diretoria Nº 10 (CETESB, 2006), a CETESB instituiu o procedimento para Ações Corretivas com Base no Risco (ACBR) à saúde humana, metodologia para tomada de decisão com base na quantificação do risco toxicológico à saúde humana, tendo como base a metodologia RBICA. Em relação à legislação federal, destaca-se a Resolução CONAMA Nº 420/2009, que torna obrigatórias a realização de avaliação e a necessidade do estabelecimento de Concentrações Máximas Aceitáveis (CMA) para as áreas contaminadas

A Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) instituiu em 2013 a NBR 16.209, que normatiza a Avaliação de risco à saúde humana para fins de gerenciamento de áreas contaminadas. São apresentadas

referências normativas para a realização da coleta e avaliação de dados, avaliação da exposição, análise de toxicidade e caracterização do risco em áreas onde tenham sido realizados estudos de avaliação preliminar, investigação confirmatória e investigação detalhada (ABNT, 2013).

Joussef et. al. (2013) trazem à tona as incertezas relacionadas à escolha de uma concentração média representativa da área contaminada durante o processo de avaliação do risco à saúde humana. Para a definição das concentrações prováveis com as quais o receptor pode entrar em contato durante o período de exposição, pode-se utilizar tanto a concentração média dos valores de concentrações coletados, como o limite superior de confiança (95%) da média (UCL95), ou a concentração máxima para o ponto de exposição de interesse (USEPA, 1989a; 1992a; 2002; CETESB, 2001). Os autores destacam que embora o uso da concentração máxima obtida em um único monitoramento ambiental seja comum na quantificação do risco (USEPA, 1992), este valor nem sempre representa uma escolha conservadora, visto que não há garantia de que o valor de concentração máxima escolhido represente de fato a concentração máxima que poderia ocorrer na área. Dessa forma, a modelagem matemática é apresentada como um instrumento de apoio nas avaliações de risco, podendo ser utilizada para estimar futuras concentrações em pontos de exposição não contaminados ou em pontos onde não existem dados de monitoramento (JOUSSEF et. al., 2013).

3.2.2. Quantificação do risco com base em taxa de dose potencial constante

A taxa de dose potencial consiste na quantidade de um produto químico ingerido, inalado ou aplicado sobre a pele por unidade de tempo (USEPA, 1992b; WHO 1999). Na quantificação do risco à saúde humana, a metodologia RBCA assume que a concentração dos compostos dissolvidos na água subterrânea permanece constante ao longo de toda duração de exposição, sendo calculada através da Equação 4 (ASTM, 2000). Dessa maneira, a taxa de dose potencial se mantém constante ao longo da exposição, e a dose potencial total de cada contaminante, calculada através da Equação 5, é determinada com base em um único valor de taxa de dose potencial, onde a concentração de exposição considerada é a maior concentração da SQI verificada nos resultados de monitoramentos analíticos do meio contaminado.

$$TD_{pot} = CD_{POE} \cdot IR \cdot EF \quad (4)$$

$$Dpot_{TOTAL} = TDpot \cdot ED \cdot \frac{10^{-3}mg}{g} \quad (5)$$

Onde TDpot é a taxa de dose potencial constante (mg.ano⁻¹); C_{POE} é a concentração de exposição (mg.L⁻¹); IR é a taxa de ingestão de água subterrânea (L.dia⁻¹); EF é a frequência de exposição (dias.ano⁻¹); Dpot_{TOTAL} é a dose potencial total (g); e ED é a duração de exposição (anos).

Com base na dose potencial total, o risco carcinogênico (R) e o risco não carcinogênico (HQ) são quantificados através das Equações 6 e 7, respectivamente.

$$R = \left[\frac{Dpot_{TOTAL}}{BW \cdot ATc} \cdot \frac{10^{-3}mg}{g} \right] \cdot SF \quad (6)$$

$$HQ = \left[\frac{Dpot_{TOTAL}}{BW \cdot ATnc} \cdot \frac{10^{-3}mg}{g} \right] \cdot \frac{1}{RfD} \quad (7)$$

Onde R e HQ são os riscos carcinogênico e não carcinogênico, respectivamente (adimensional); BW é o peso corpóreo (kg); ATc é o tempo médio de exposição para efeitos carcinogênicos (anos); ATnc é o tempo médio de exposição para efeitos não carcinogênicos (anos); SF é o fator de carcinogenicidade (mg⁻¹.kg.dia); e RfD é a dose de referência (mg.kg⁻¹.dia⁻¹).

O risco carcinogênico total (R_{TOTAL}) e o risco não carcinogênico total (HQ_{TOTAL}) são calculados através do somatório dos riscos relativos a todas as rotas (i) e compostos químicos (j) considerados, como mostram as Equações 8 e 9, respectivamente:

$$R_{TOTAL} = \sum R_{ij} \quad (8)$$

$$HQ_{TOTAL} = \sum HQ_{ij} \quad (9)$$

3.2.3. Quantificação do risco com base em taxa de dose potencial variável

Partindo-se do princípio de que as concentrações dos contaminantes variam ao longo do tempo devido a processos de transporte e transformação que ocorrem no meio contaminado, conclui-se que a

quantidade de compostos que entra em contato com os receptores em uma área contaminada não é constante (JOUSSEF, 2013).

Na quantificação do risco a partir da taxa de dose potencial variável, apresentada em Joussef (2013), a taxa de dose potencial para um tempo t qualquer (Equação 10) é calculada como o produto entre a concentração de exposição no tempo correspondente e a taxa de consumo de água subterrânea. A dose potencial total (Equação 11) corresponde à somatória dos valores das taxas de dose potencial recebidas durante vários intervalos de exposição – que por sua vez correspondem ao intervalo de tempo entre as amostragens realizadas:

$$TDpot_{,t} = C_{POE,t} \cdot IR \cdot EF \quad (10)$$

$$Dpot_{TOTAL} = \sum_{t=1}^n TDpot_{,t} \cdot ED_t \cdot \frac{10^{-3}mg}{g} \quad (11)$$

Onde $TDpot_{,t}$ é a taxa de dose potencial no tempo t ($mg \cdot ano^{-1}$); $C_{POE,t}$ é a concentração de exposição no tempo t ($mg \cdot L^{-1}$); IR é a taxa de ingestão de água subterrânea ($L \cdot dia^{-1}$); EF é a frequência de exposição ($dias \cdot ano^{-1}$); $Dpot_{TOTAL}$ é a dose potencial total (g) para o tempo total de exposição; n é o tempo total de exposição (anos); ED_t é a duração de exposição da concentração no tempo t (anos).

A partir da taxa de dose potencial total é possível quantificar o risco carcinogênico total e o risco não carcinogênico total relativos à exposição dos receptores às substâncias químicas de interesse através das Equações 8 e 9.

3.3 Fluxo, transporte e transformação de poluentes na água subterrânea

Um aquífero pode ser definido como uma formação que contém uma quantidade de material suficiente para fornecer quantidades significativas de água (BEDIENT, RIFAI e NEWELL, 1994). O fluxo de água num aquífero é governado pela Lei de Darcy (Equação 12), que diz que a vazão de escoamento através de um meio poroso é proporcional à diferença de carga e inversamente proporcional à distância entre dois pontos (FETTER, 2000):

$$Q = -KA \frac{dh}{dL} (L^3/T) \quad (12)$$

Onde K é a condutividade hidráulica do meio (L/T); A é a área da seção transversal ao sentido de escoamento (L^2); dH é a variação de carga hidráulica entre dois pontos (L); dL é a distância entre dois pontos (L).

A condutividade hidráulica (K) é uma indicação da habilidade de um aquífero de fornecer (BEDIENT, RIFAI e NEWELL, 1994). Valores de condutividade dependem das características do meio poroso, levando em conta características como porosidade, tamanho, distribuição, forma e arranjo das partículas do meio poroso, e viscosidade e massa específica do fluido que está escoando (FEITOSA e FILHO, 2000).

A fim de estudar o comportamento dos poluentes de maneira correta é necessário o conhecimento acerca dos mecanismos de transporte e transformação dos poluentes (JOUSSEF, 2013). Em casos onde o derramamento atinge a zona saturada do solo, os principais processos de transporte e transformação de poluentes em águas subterrâneas incluem advecção, dispersão hidrodinâmica, sorção e biodegradação (BEDIENT, RIFAI e NEWELL, 1994).

A advecção está relacionada ao transporte dos contaminantes por consequência movimento da água subterrânea, e pode ser considerado o processo mais importante no espalhamento dos contaminantes. A velocidade intersticial da água subterrânea e dos contaminantes dissolvidos influenciada pelo processo advectivo é dada pela Equação 13 (WIEDEMEIER *et al.*, 1999):

$$v_x = -\frac{K}{n_e} \frac{dH}{dL} \quad (13)$$

Onde v_x é a velocidade intersticial da água no meio poroso (L/T); K é a condutividade hidráulica (L/T); n_e é a porosidade efetiva (L^3/L^3); e dH/dL é o gradiente hidráulico (L/L).

A dispersão hidrodinâmica é o processo responsável pelo espalhamento de plumas de contaminantes na zona saturada, onde as substâncias se espalham na mesma direção do fluxo, resultando na redução da concentração dos contaminantes. Dois processos são responsáveis pela dispersão hidrodinâmica: a dispersão mecânica, resultante de variações locais na velocidade do fluxo subterrâneo, e a difusão molecular, resultante do gradiente de concentração presente na água. Em ambientes com velocidades usuais de água subterrânea, a dispersão mecânica é o processo dominante nos efeitos de dispersão hidrodinâmica (WIEDEMEIER *et al.*, 1999).

A sorção é o processo no qual parte dos compostos dissolvidos se separam da fase líquida e aderem às partículas de solo, o que resulta no

retardamento do movimento da pluma de contaminação, em comparação com a velocidade intersticial da água subterrânea. O coeficiente de retardo (R) é utilizado para estimar a velocidade da pluma de contaminação na água subterrânea considerando os efeitos da sorção, e pode ser calculado através da Equação 14 (WIEDEMEIER *et al.*, 1999):

$$R = 1 + \frac{\rho_b K_d}{n} \quad (14)$$

Onde R é o coeficiente de retardo (-); ρ_b é a densidade do aquífero (M/L^3); K_d é o coeficiente de distribuição (-) e n é a porosidade do aquífero (L^3/L^3).

No caso de contaminantes derivados de petróleo, a sorção tende a ser controlada pela fração de carbono orgânico, de forma que quanto maior o teor de matéria orgânica, maior será o retardo no deslocamento dos hidrocarbonetos.

A transformação dos contaminantes ocorre, em meio natural, através da biodegradação dos compostos poluentes. A biodegradação é o processo pelo qual os compostos orgânicos são transformados em produtos metabólicos, sendo responsável pela redução das massas dos contaminantes na área contaminada e pela redução da taxa de migração dos mesmos em relação à velocidade média da água (WIEDEMEIER *et al.*, 1999).

3.4 Modelo matemático SCBR

A modelagem matemática facilita o conhecimento do comportamento dos poluentes em áreas contaminadas. Através de simulações de fluxo, transporte e transformação de poluentes, é possível conhecer o comportamento das concentrações das substâncias químicas de interesse ao longo do tempo, informações que podem ser utilizadas a fim de aumentar a qualidade dos dados disponíveis para a avaliação de risco à saúde humana. Em casos em que seja necessário estimar futuras concentrações em pontos de exposição não contaminados, contaminados ou em pontos com ausência de dados de monitoramento, a modelagem matemática serve como instrumento de apoio na realização de avaliações de risco (JOUSSEF *et al.*, 2013).

Neste sentido, destaca-se a importância do modelo matemático SCBR (Solução Corretiva Baseada no Risco) no auxílio ao gerenciamento de áreas contaminadas, principalmente no que diz respeito a casos de contaminação por derivados de petróleo. O SCBR é um modelo matemático bidimensional para simulação do transporte e transformação

de poluentes e avaliação de risco à saúde humana desenvolvido para auxiliar a tomada de decisão no gerenciamento ambiental de áreas impactadas ou onde são desenvolvidas atividades potencialmente poluidoras. Desenvolvido pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) através do Núcleo Ressacada de Pesquisas em Meio Ambiente (REMA) em parceria com a PETROBRAS (Petróleo Brasileiro S.A.), o SCBR permite a realização de planos de amostragens de solos e águas subterrâneas, a simulação do fluxo e do transporte de contaminantes na zona saturada (2-D horizontal) e não saturada (1-D vertical), a avaliação de risco à saúde humana e o cálculo das Concentrações Máximas Aceitáveis (CMAs), a determinação de estimativas de cubagem de solo, a simulação de técnicas de remediação em aquíferos não confinados, e a avaliação de cenários acidentais de forma preventiva (COLONESE et. al., 201; SCBR, 2015).

Em relação à simulação do comportamento de poluentes no meio contaminado, este modelo destaca-se em situações onde há contaminação por gasolina brasileira, visto que considera a interferência do etanol sobre a biodegradação e a solubilidade dos hidrocarbonetos de petróleo. Em relação à avaliação de risco à saúde humana, o SCBR destaca-se por apresentar o mapeamento bidimensional da distribuição do risco na área contaminada (CORSEUIL et. al., 2006; JOUSSEF, 2013).

Ao longo dos últimos anos foram desenvolvidos diversos trabalhos no REMA acerca da aplicação do *software* SCBR na remediação de áreas contaminadas. Muller et. al. (2013) apontam o SCBR como uma ferramenta de suporte na determinação da idade de derramamentos de combustíveis. Joussef et. al. (2013) verificaram a influência da taxa de dose potencial variável em áreas contaminadas no cálculo do risco à saúde humana, utilizando o SCBR como ferramenta de modelagem matemática. Colonese et. al. (2015) descrevem o uso do modelo no gerenciamento de áreas contaminadas através de um estudo de caso realizado no Terminal de Petróleo de São Sebastião.

Também é interessante apontar que nos anos de 2016 e 2017 foram realizados vários Trabalhos de Conclusão de Curso que abordaram diferentes aspectos do *software* em relação ao gerenciamento de áreas contaminadas. Curtarelli (2017) estudou a influência do etanol na estimativa da idade da fonte em áreas impactadas por combustíveis, Vanzella (2017) aplicou a modelagem matemática a derramamentos da mistura de biodiesel e diesel em águas subterrâneas. Espinosa (2016) apresentou um estudo comparativo da aplicação dos modelos matemáticos SCBR e MODFLOW na simulação de fluxo subterrâneo, transporte e remediação de contaminantes em água subterrânea. Kern

(2016) realizou a aplicação do modelo SCBR no gerenciamento de áreas contaminadas: análise da funcionalidade “áreas reativas” para simulação de tecnologias de bioestimulação. Finalmente, Massaut (2016) apresentou a aplicação do modelo matemático SCBR para a previsão do comprimento de plumas de etanol e benzeno em águas subterrâneas. A produção científica completa do grupo pode ser acessada em <http://rema.ufsc.br/publicacoes/>.

Este trabalho tem como objetivo dar continuidade aos trabalhos de implementação da funcionalidade de quantificação do risco com base em taxa de dose potencial variável no SCBR, tendo como base o trabalho desenvolvido por Joussef (2013). Todas as simulações apresentadas foram realizadas utilizando a versão 3.8.0 do SCBR.

3.4.1. Formulação matemática

A formulação matemática do modelo foi desenvolvida com base no modelo conceitual de situações de contaminação encontradas em centros urbanos, que consiste na contaminação das águas subterrâneas de aquíferos não confinados, onde os mecanismos primários de liberação de contaminantes para as águas subterrâneas consistem em vazamentos ou derramamentos de produtos químicos (como combustíveis e tintas) e a disposição inadequada de resíduos perigosos.

O modelo de fluxo bidimensional de água subterrânea para aquíferos não confinados implementado no SCBR é baseado na Equação (15) de Boussinesq:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_x h \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_y h \frac{\partial h}{\partial y} \right) + |q_z|_0 + I + F = S_y \frac{\partial h}{\partial t} \quad (15)$$

Onde K_x e K_y são as componentes principais do tensor condutividade hidráulica, ao longo dos eixos de coordenadas x e y , respectivamente, [L/T]; $|q_z|_0$ é a velocidade específica da água subterrânea, na direção de z , que atravessa a base do aquífero, representando a drenança (ganho ou perda) de água através da interface com a camada confinante inferior, [L/T]; I é a infiltração de água (recarga) através da superfície superior da zona saturada do meio, representando o volume de água introduzido no freático por unidade de área do meio, por unidade de tempo, [L/T]; S_y é o coeficiente de armazenamento do meio não saturado, [adimensional]; e F é a fonte ou sumidouro de água, representando o volume de água introduzido (ou retirado) por unidade de área do meio e

por unidade de tempo, em $[L^3/L^2.T]$, sendo que o valor de R é positivo, se for uma fonte, e negativo se for um sumidouro. No modelo SCBR a recarga é considerada constante ao longo do ano (mm/ano).

As condições de contorno empregadas na solução da Equação 15 são do primeiro tipo (ou Dirichlet), onde o SCBR atribui valores iniciais de carga hidráulica em cada volume de controle, na borda do domínio de simulação e no volume de controle externo à borda; e do segundo tipo (ou Neumann), em que o fluxo é determinado a partir dos valores de carga hidráulica imediatamente externos à borda. As condições de contorno do domínio de simulação são obtidas por meio da interpolação utilizando o método de krigagem. Como resultados do fluxo subterrâneo, o SCBR gera o mapa potenciométrico da área de estudo, o mapa de velocidades e os mapas das componentes X e Y da velocidade do fluxo subterrâneo. Os mapas são baseados nas condições de contorno calculadas com o método de interpolação krigagem e no modelo numérico do fluxo subterrâneo. (SCBR, 2015).

O modelo SCBR possui como ferramentas de auxílio na calibração das cargas hidráulicas uma análise gráfica e uma análise residual dos valores de carga hidráulica simulados e medidos, de acordo com o recomendado pelas normas ASTM D5981 de 2008 (*Calibrating a groundwater flow model application*) e ASTM D5490 de 2008 (*Comparing groundwater flow model simulations to site-specific information*). Na análise gráfica, o SCBR constrói um gráfico comparativo entre valores simulados (eixo y) e valores medidos (eixo x), com uma reta comparativa de 45°, sendo quanto mais próximos os pontos estiverem da reta, menor será o resíduo entre valores simulados e medidos (SCBR, 2015).

A análise residual é feita através do cálculo do resíduo (Equação 16):

$$r_i = h_i - H_i \quad (16)$$

Onde r_i é o resíduo do ponto i ; h_i é o valor de carga hidráulica simulada no ponto i ; e H_i o valor de carga hidráulica medida no ponto i .

A análise dos valores de resíduos é realizada através do cálculo da média residual (R) e seu desvio padrão (s), através das Equações 17 e 18, respectivamente:

$$R = \frac{\sum r_i}{n} \quad (17)$$

Onde R é a média dos resíduos; r_i é o resíduo para cada ponto i ; e n o número total de pontos utilizados.

$$s = \left[\frac{\sum (r_i - R)^2}{(n-1)} \right]^{1/2} \quad (18)$$

Onde s é o desvio padrão dos resíduos; r_i é o resíduo no ponto i ; R é a média dos resíduos; e n é o número total de pontos utilizados

Segundo a norma ASTM D5981, a análise da calibração do modelo depende do usuário, em que o modelo é considerado calibrado quanto menor forem os valores de R e s . Recomenda-se, entretanto, que os valores dos resíduos sejam uma pequena fração da diferença entre o maior e menor valor de carga hidráulica medida em toda a área (ASTM, 2008).

Em relação à simulação de transporte e transformação dos contaminantes, os processos considerados pelo SCBR na simulação do comportamento dos contaminantes em águas subterrâneas são advecção, difusão, dispersão, adsorção, biodegradação e reação química (SCBR, 2015). Estes mecanismos são simulados por meio da Equação 19 (CORSEUIL et. al., 2006). No SCBR a equação do transporte de contaminantes assume que a biodegradação ocorre somente na fase dissolvida (REMA, 2015).

$$\frac{\partial(\rho C)}{\partial t} = \frac{1}{R} \left[\frac{\partial}{\partial x_i} \left(\rho D_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j} \right) - \frac{\partial(\rho C V_i)}{\partial x_i} \right] - \lambda \rho C + \frac{W \rho C}{n \Delta x \Delta y \Delta z} \quad (19)$$

Onde ρ é a densidade do aquífero [M/L^3]; C é a concentração do contaminante [M/L^3]; t é o tempo [T], R é o coeficiente de retardo [-]; D_{ij} é o tensor dispersão hidrodinâmica [L^2/T]; C é a concentração [M/L^3]; λ é o coeficiente de biodegradação [$1/T$]; V é a velocidade da água subterrânea [L/T]; W é o fluxo volumétrico [L^3/T]; n é a porosidade efetiva; e x, y, z são os eixos coordenados.

A partir do momento que o contaminante atinge a zona saturada, seja através da lixiviação a partir da zona não saturada ou de uma fonte localizada diretamente na zona saturada, a concentração dos contaminantes na fase aquosa é calculada pela lei de Raoult (Equação 20):

$$C_w = X.S \quad (20)$$

Onde X é a fração molar do composto na mistura de hidrocarbonetos e S é a solubilidade do composto puro em água.

O SCBR utiliza nas equações de fluxo e transporte o método numérico conhecido como Método de Volumes Finitos, que tem como principal característica o emprego de volumes de controle na discretização do domínio. Dessa maneira, o modelo realiza um balanço de conservação da propriedade que está sendo simulada em cada volume elementar do domínio (CORSEUIL et al., 2006).

3.4.2. Mapas

O SCBR é capaz de gerar mapas bidimensionais do fluxo subterrâneo, das propriedades do aquífero (porosidade efetiva e condutividade hidráulica), e dos resultados da quantificação de risco à saúde humana, dentre outros. Em relação ao transporte dos compostos químicos, são gerados mapas do coeficiente de biodegradação e do retardo (SCBR, 2015).

Os mapas relativos às propriedades do aquífero e ao transporte dos compostos químicos são gerados com base no método de interpolação denominado Vizinho Mais Próximo. No processo de interpolação das propriedades do aquífero, são consideradas as variáveis condutividade hidráulica, porosidade efetiva, densidade do solo e de carbono orgânico. Os valores destas variáveis podem ser estipulados para cada ponto de análise em que há dados disponíveis, sendo que quando são estipulados valores pontuais para estas propriedades, os valores gerais inseridos são desconsiderados.

No caso do coeficiente de biodegradação, é possível estipular valores específicos para determinados volumes de controle. Caso isso não seja necessário, é utilizado um coeficiente de biodegradação para um determinado composto em todo o domínio de simulação. O retardo é calculado de acordo com os valores de fração de carbono orgânico e densidade do solo considerados em cada ponto de análise, o pode ter um valor específico determinado. O valor da dispersividade é constante em toda a área de simulação (REMA, 2015).

Em relação aos resultados da simulação de fluxo subterrâneo, o SCBR gera o mapa potenciométrico (carga hidráulica), o mapa de velocidades (vetores) e o mapas das componentes (X e Y) da velocidade do fluxo subterrâneo. Os mapas são baseados nas condições de contorno calculadas com o método de interpolação krigagem e no modelo numérico do fluxo subterrâneo (REMA, 2015).

Para a quantificação do risco à saúde humana com base na metodologia de taxa de dose potencial constante com o SCBR, é possível dividir a área de estudo em unidades de exposição, onde cada unidade de exposição está relacionada a um poço de monitoramento ou ponto de sondagem e, por consequência, aos valores de concentração de contaminantes verificados neste poço. O SCBR confecciona os mapas bidimensionais de risco carcinogênico e risco não carcinogênico a partir da concentração de cada volume de controle no interior das unidades de exposição determinadas. Para a quantificação do risco é adotado o valor da concentração medida no poço de monitoramento relativo ou ponto de sondagem à unidade de exposição para todos os volumes de controle dentro da unidade de exposição.

A quantificação do risco com base em taxa de dose potencial variável a partir de concentrações simuladas está, até o momento, disponível no modelo somente para águas subterrâneas. O SCBR calcula e gera os mapas de risco (carcinogênico e não carcinogênico) em cada volume de controle do domínio, dando origem a mapas bidimensionais de risco.

4 METODOLOGIA

4.1 Área de estudo

O empreendimento selecionado para o estudo apresenta histórico de atividades envolvendo armazenamento e distribuição de petróleo e derivados, localizado na cidade de Paulínia/SP. Com uma área de aproximadamente 35.000 m² (BUREAU VERITAS, 2006), está localizado em uma região predominantemente industrial, caracterizada pela presença de indústrias vizinhas, bases e terminais de distribuição de combustível, e empresas transportadoras. A Figura 5 apresenta a localização do empreendimento estudado, no detalhe, é possível verificar a disposição dos tanques de armazenamento.

Figura 5 - Localização da área de estudo



(Fonte: Adaptado de REMA, 2015; GEOAMBIENTE, 2014).

O empreendimento esteve em funcionamento durante um período de aproximadamente 28 anos, tendo sido desativado no ano de 2004, sendo a principal atividade desenvolvida no local o armazenamento e distribuição de combustíveis. A área de armazenamento do empreendimento é constituída de duas bacias de tancagem não impermeabilizadas, revestidas por solo recoberto por gramíneas (SERVMAR, 2011). Há no local um total de treze tanques aéreos de armazenamento, sendo três tanques de óleo diesel, três de gasolina comum, e sete tanques de álcool combustível. Além disto, estão presentes uma plataforma de carregamento de caminhões tanque, uma área de descarga e uma oficina mecânica (GEOAMBIENTE, 2013).

Há relatos de episódios de derramamentos ocorridos durante o tempo de funcionamento da área, envolvendo derramamento de produtos durante o carregamento de caminhões, transbordamento de produtos nos tanques, e vazamentos em tubulações subterrâneas. Contudo, não há informações concretas acerca das datas de ocorrência destes incidentes, nem registros dos produtos e volumes derramados. Diversos serviços ambientais foram realizados no local, incluindo a instalação de poços e a realização de diversas jornadas de monitoramento de monitoramento de água subterrânea, ensaios para caracterização do meio físico da área, projeto e implantação de diversos sistemas de remediação, e estudos de avaliação de risco à saúde humana (REMA, 2015). Em relação ao monitoramento da água subterrânea, vale destacar que os dados relativos às primeiras campanhas realizadas datam de 2001, estando disponíveis dados até o ano de 2013 – desta forma, pode-se dizer que o cenário de contaminação da água subterrânea na área objeto de estudo deste trabalho é relativamente bem conhecido ao longo do tempo.

Em relação à geologia local, o empreendimento está localizado numa região que apresenta um horizonte superficial com a presença predominante de material argilo-siltoso. Em maiores profundidades, foi verificada a predominância de solo argilo-siltoso variando para solo argilo-arenoso. A coloração do solo varia entre tons de marrom, avermelhada, marrom-alaranjado e amarelo (GEOAMBIENTE, 2013).

A Tabela 2 mostra a relação dos relatórios que serviram como fonte de informações referentes à caracterização de parâmetros geológicos e hidrogeológicos, características de uso e ocupação do solo na área e no seu entorno, cenários possíveis de contaminação, medições de cargas hidráulicas, análises químicas de água subterrânea e demais informações utilizadas na elaboração deste trabalho.

Tabela 2 - Relatórios utilizados para obtenção de informações para realização das simulações com o SCBR

Título do documento	Empresa responsável	Data de elaboração
Investigação Ambiental e Análise de Risco RBCA <i>Tier 1</i>	ENSR	Mai/2001
Investigação Ambiental e Análise de Risco <i>Tier 2</i>	Arquipélago	Março/2003
Projeto Sofia Fase II - Investigação Complementar	Bureau Veritas	Março/2006
Investigação Ambiental Complementar e Monitoramento Analítico	Servmar	Junho/2009
Relatório de Investigação Detalhada e Plano de Intervenção	Servmar	Março/2011
Relatório de Investigação Ambiental Complementar e Monitoramento Analítico	Geoambiente	Agosto/2012
Relatório de Investigação Ambiental Complementar e Plano de Intervenção	Geoambiente	Julho/2013
Relatório de Monitoramento Analítico - 1ª Campanha	Geoambiente	Janeiro/2014
Customização das Unidades de Negócio da Petrobras com o Modelo Matemático SCBR – Base de Paulínia (BAPLAN) – BR Distribuidora – Paulínia (SP)	REMA/UFSC	Mai/2015

Os dados relevantes para este estudo de caso encontrados nos relatórios de monitoramento ambiental foram compilados em planilhas de forma organizada e padronizada para inserção como dados de entrada no modelo SCBR. Os dados foram padronizados para as unidades condizentes com as unidades dos dados de entrada no modelo.

4.2 Simulação do fluxo subterrâneo

A simulação do fluxo subterrâneo do aquífero não confinado foi realizada utilizando-se o modelo matemático SCBR (versão 3.8.0). Os dados de medição de carga hidráulica necessários para a simulação do fluxo subterrâneo foram obtidos com base nos relatórios apresentados na Tabela 2. É importante notar que os dados de carga hidráulica utilizados nas simulações devem ser de uma mesma data, evitando assim influências de eventos hidrológicos sobre essas cargas hidráulicas ao longo do tempo. Além disto, visto que a área apresenta histórico de operação de sistemas de remediação por bombeamento, optou-se pela simulação de mapas potenciométricos relativos a monitoramentos em que era certo que nenhum destes sistemas estava em operação, a fim de obter-se a condição de fluxo mais próxima possível da condição natural.

Foram simulados os fluxos subterrâneos referentes a três campanhas de monitoramento distintas, a fim de avaliar o transporte dos contaminantes nas diferentes campanhas. Foram utilizados os dados de

monitoramento do nível d'água obtidos nas seguintes campanhas de monitoramento:

- 16 de junho de 2011 (SERVMAR, 2011);
- 03 a 05 de junho de 2013 (GEOAMBIENTE, 2013);
- 11 a 12 de novembro de 2013 (GEOAMBIENTE, 2014).

Os valores de carga hidráulica e as coordenadas dos poços de monitoramento considerados em cada simulação estão presentes no Anexo I. É importante notar que não foram consideradas as medições dos níveis d'água dos poços multiníveis instalados na área, visto que o modelo SCBR simula o mapa potenciométrico bidimensional por nível analisado. A avaliação das diferenças no mapa de fluxo por nível seria possível com o modelo SCBR, no entanto, em virtude dos poucos dados de carga hidráulica disponíveis dos poços multiníveis instalados, esta análise não foi efetuada.

Os valores dos parâmetros necessários para a simulação foram obtidos a partir dos estudos ambientais realizados anteriormente, relacionados na Tabela 2. Para definição das condições de contorno, o aquífero foi considerado como sendo livre e que o escoamento se desenvolve em regime permanente (estado estacionário). Foram adotados como condições de contorno os valores de carga hidráulica especificados em cada poço de monitoramento (Condição de Primeiro Tipo ou Dirichlet).

Em relação à porosidade efetiva, considerou-se como valor representativo da área a média aritmética dos valores obtidos em ensaios anteriores (SERVMAR, 2009; SERVMAR, 2011). Esta escolha deu-se devido à quantidade reduzida de pontos medidos. Como o SCBR cria o mapa de porosidade efetiva com base na interpolação por vizinho mais próximo, a consideração da heterogeneidade da porosidade efetiva para a simulação do fluxo poderia acarretar incertezas desnecessárias. Dessa forma, o valor de porosidade efetiva 22,65% foi utilizado nas simulações. Os valores e cálculos que serviram de base para a determinação da porosidade efetiva estão apresentados no Apêndice I.

Foram adotados os valores de recarga expostos na Tabela 3. É importante ressaltar que no SCBR os valores de recarga atuam como parâmetro de calibração, e por este motivo os valores considerados podem não ser representativos da realidade.

Tabela 3 - Valores de recarga adotados nas simulações de fluxo

Data do monitoramento	Recarga (mm.ano ⁻¹)
16 de junho de 2011	35,0
03 a 05 de junho de 2013	0,0
11 a 12 de novembro de 2013	40,0

(Fonte: REMA, 2015)

Para a caracterização da área quanto à condutividade hidráulica (K) foi considerado o valor apresentado pela empresa Bureau Veritas (2006), equivalente a $4,01 \times 10^{-4}$ cm/s. Este valor foi obtido com base em ensaios realizados pela empresa, sendo resultado da análise dos dados obtidos nos ensaios de acordo com a metodologia de Hvorslev (1951) (BUREAU VERITAS, 2006). Este valor ($4,01 \times 10^{-4}$ cm/s) foi considerado em todas as simulações realizadas. Os valores de condutividade hidráulica apresentados no relatório da empresa, resultantes da condução de ensaios de determinação de condutividade hidráulica, estão apresentados no Anexo II.

Para avaliação da calibração da carga hidráulica, foi realizada a avaliação estatística existente no modelo para os cenários simulados. Foi realizada a análise residual dos dados de carga hidráulica simulados conforme o recomendado pelas normas ASTM D5981-96(2008): *Standard Guide for Calibrating a Groundwater Flow Model Application* e ASTM D5490-93(2008): *Standard Guide for Comparing Groundwater Flow Model Simulations to Site-Specific Information* (ASTM, 2008a; ASTM, 2008b).

4.3 Transporte de contaminantes

As concentrações necessárias para a quantificação do risco à saúde humana com base em taxa de dose potencial variável foram obtidas a partir das simulações do transporte dos contaminantes na área com o modelo SCBR.

Foram considerados como fontes de contaminação os tanques de armazenamento presentes na área, a plataforma de carregamento de caminhões e as tubulações subterrâneas de gasolina. O transporte foi simulado tendo como base os volumes totais de armazenamento dos tanques, uma vez que não há informações a respeito do volume derramado. Além disso, considerou-se o derramamento diretamente na zona saturada do aquífero, visto que esta hipótese configura a situação mais crítica possível de contaminação. A opção pela escolha mais conservadora é justificada frente à falta de certeza acerca dos detalhes do histórico de vazamentos. Como neste trabalho a simulação do transporte

e transformação de contaminantes serviu de base para o cálculo do risco com base taxa de dose potencial variável, julgou-se que a escolha pela opção mais conservadora no que diz respeito à simulação de concentrações de contaminantes na área forneceria resultados mais conservadores de quantificação do risco à saúde humana. A Tabela 4 apresenta a relação de fontes de contaminação consideradas na simulação.

Tabela 4 - Fontes potenciais de contaminação simuladas

Fonte	Produto	Volume (L)
Tanque 01	Álcool combustível	3.000.000
Tanque 02	Álcool combustível	3.000.000
Tanque 03	Álcool combustível	2.000.000
Tanque 04	Gasolina	2.000.000
Tanque 05	Álcool combustível	500.000
Tanque 07	Gasolina	500.000
Tanque 08	Álcool combustível	500.000
Tanque 09	Óleo Diesel	50.000
Tanque 10	Álcool combustível	50.000
Tanque 11	Óleo Diesel	3.000.000
Tanque 12	Óleo Diesel	3.000.000
Tanque 13	Álcool combustível	500.000
Tanque 19	Gasolina	15.000
	Gasolina	500
Plataforma de carregamento	Álcool combustível	500
	Óleo Diesel	500
Tubulação subterrânea	Gasolina	500
Plataforma de descarga	Álcool combustível	1.000

Para a simulação do transporte dos contaminantes foram consideradas as três simulações de fluxo subterrâneos realizadas anteriormente, relativas às campanhas de monitoramento de junho de 2011, junho de 2013 e novembro de 2013.

A substância química de interesse considerada foi o benzeno. Dentre os hidrocarbonetos monoaromáticos, o benzeno recebe destaque, devido a sua maior solubilidade e elevado potencial carcinogênico. Foram considerados os valores relativos às propriedades químicas do composto simulado presentes no banco de dados da versão 3.8.0 do SCBR, com exceção do valor do coeficiente de partição (K_{OC}), que foi adotado com base nos valores apresentados nas Planilhas para Avaliação de Risco em Áreas Contaminadas sob Investigação elaboradas pela CETESB (2013). A Tabela 5 apresenta os valores das propriedades do benzeno.

Tabela 5 - Propriedades do benzeno

Propriedade	Valor
Massa específica (g.cm ⁻³)	0,8765
Peso molecular (g.mol ⁻¹)	78,11
Solubilidade em água (mg.L ⁻¹)	1,79E+03
Log Coeficiente de partição octanol-água (-)	1,99E+00
Coeficiente de partição carbono orgânico (L.kg ⁻¹)	61,7 ¹
Coeficiente da Lei de Henry (mg.L ⁻¹ / mg.L-1)	2,27E-01
Coeficiente de difusão na água (cm ² .s ⁻¹)	1,03E-05
Coeficiente de difusão no ar (cm ² .s ⁻¹)	8,95E-02
Concentração de Saturação de Vapor (mg.m ⁻³)	4,06E+05
Pressão de Vapor (mm Hg)	9,50E+01
Constante de permeabilidade dérmica (cm.h ⁻¹)	0,0149
Meia-Vida (anos)	1,9726

¹Fonte: CETESB (2013)

Visando favorecer a proteção à saúde humana no que diz respeito às concentrações de benzeno simuladas na área, optou-se por desconsiderar o efeito do retardo no transporte do contaminante, adotando-se o valor de 1,0 para o coeficiente de retardo do benzeno. Desta forma, considera-se a situação mais desfavorável de espalhamento da pluma, em que a migração de contaminantes não é retardada pela presença de matéria orgânica no solo, sendo a velocidade de migração dos compostos igual à velocidade da água subterrânea, resultando no maior alcance possível para a pluma de contaminação. Também a fim de adotar-se a situação mais desfavorável de espalhamento da pluma, optou-se por não considerar o efeito do decaimento do benzeno durante o tempo da simulação. Desta maneira, superestimou-se o valor do tempo de meia vida do benzeno, adotando-se um valor de 1.000 anos, dessa forma desconsiderando-se os efeitos da biodegradação do contaminante ao longo do tempo de simulação. Esta decisão também se baseou nos resultados de simulações preliminares realizadas com parâmetros de retardo e biodegradação da literatura.

Foi considerada dispersividade longitudinal de 0,1 m. A densidade do solo foi considerada como sendo de 1390 kg/m³, de acordo com informações disponíveis nos relatórios citados na Tabela 2. O tempo de simulação considerado foi de 25 anos conforme previsto na metodologia RBCA para receptores do tipo trabalhadores comerciais/industriais. Devido à ausência de ensaios para a determinação da fração de carbono orgânico (foc) na área, adotou-se o valor de 0,3%, recomendado pela CETESB (2013). Este valor de foc é considerado conservativo. Quanto maior f_{oc} , maior será adsorção dos contaminantes

orgânicos no aquífero. Dessa forma, quanto menor o valor de foc considerado, maior a transferência do contaminante para o aquífero.

4.4 Avaliação de risco à saúde humana

Na avaliação de exposição foi considerado o uso atual do solo na área de estudo. Foram considerados receptores do tipo trabalhadores comerciais/industriais localizados dentro dos limites da área de estudo. As rotas de exposição consideradas para estes receptores foram:

- Contato dérmico com água subterrânea contaminada;
- Inalação de compostos voláteis provenientes da água subterrânea contaminada, em ambientes abertos;
- Inalação de compostos voláteis provenientes da água subterrânea contaminada, em ambientes fechados;
- Ingestão acidental de água subterrânea contaminada.

A metodologia de quantificação do risco à saúde humana com base em taxa de dose potencial variável está implementada no SCBR somente para o meio água subterrânea. Por este motivo, a quantificação do risco à saúde humana foi realizada apenas para o meio água subterrânea para as metodologias de taxa de dose potencial constante e variável.

Para a avaliação dos resultados, foi considerado o resultado de risco total relativo à somatória dos resultados de risco para todas as rotas consideradas. Os resultados da quantificação de risco à saúde humana, discriminados por rota de exposição, são apresentados no Apêndice II.

Os parâmetros de exposição adotados foram os sugeridos pela CETESB nas Planilhas para Avaliação de Risco em Áreas Contaminadas sob Investigação (2013). A Tabela 6 apresenta os parâmetros de exposição e os respectivos valores utilizados no cálculo do risco à saúde humana.

Tabela 6 - Parâmetros de exposição utilizados no cálculo do risco à saúde humana

Parâmetro		Valor
ATc	Tempo médio para efeitos carcinogênicos (dias)	26280
ATn	Tempo médio para efeitos não carcinogênicos (dias)	9125
BW	Massa corpórea (kg)	70
ED	Duração da exposição (anos)	25
EF	Frequência da exposição (dias/ano)	02
SA	Área superficial da pele disponível para contato dérmico – solo e água subterrânea (cm ²)	2457
ETaa	Tempo de exposição para inalação de vapores em ambientes abertos (h/dia)	08
ETaf	Tempo de exposição para inalação de vapores em ambientes fechados (h/dia)	08
ETw	Tempo de exposição para contato dérmico com água subterrânea (h/dia)	02
IRaesp	Taxa de inalação diária em ambientes fechados (m ³ /h)	1,2
IRaamb	Taxa de inalação diária em ambientes abertos (m ³ /h)	1,2
IRw	Taxa de ingestão diária de água (L/dia)	01

Em relação às propriedades físicas do meio (relativas à água subterrânea e à fonte de contaminação) foram considerados os valores apresentados nos relatórios ambientais relacionados na Tabela 2 e os valores padrão apresentados nas Planilhas da CETESB (2013). A Tabela 7 apresenta os valores das propriedades físicas do meio utilizadas na simulação.

Tabela 7 - Propriedades físicas do meio

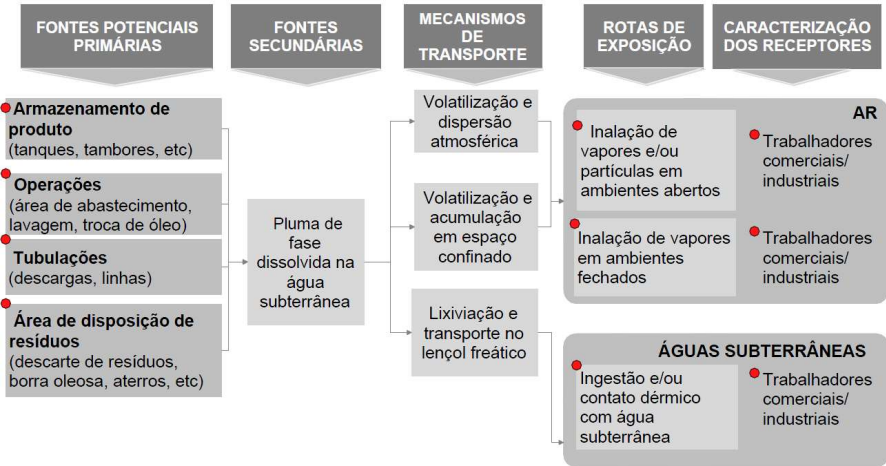
Parâmetro		Valor
Pa	Taxa de emissão de partículas (g/cm ² .s)	6,90E-14
Ww	Largura da área fonte na direção paralela ao fluxo da água subterrânea (cm)	4500
Uar	Velocidade do ar na zona de respiração (cm/s)	100
δar	Altura da zona de mistura do ar em ambiente aberto (cm)	200
Lgw	Profundidade do nível d'água (cm)	Variável ¹
θT	Porosidade total (-)	0,501
hcap	Espessura da franja capilar (cm)	05
Lb	Pé direito (cm)	250
Lcrk	Espessura das fundações/paredes de construções (cm)	15
η	Fração da área de rachaduras/fendas nas fundações/paredes (-)	0,01

¹Níveis d'água nos poços de monitoramento obtidos com bases nos relatórios ambientais apresentados por Bureau Veritas (2006), Servmar (2009 e 2011) e Geoambiente (2014).

Como já mencionado, no cálculo do risco à saúde humana selecionou-se o composto benzeno como substância química de interesse (SQI). Os valores adotados para as propriedades físico-químicas do benzeno foram os constantes no banco de dados da versão 3.8.0 do SCBR, apresentadas na Tabela 5. As fontes de contaminação consideradas foram as mesmas consideradas na simulação do transporte de contaminantes, como apresentadas na Tabela 4.

O modelo conceitual de exposição considerado teve como base o modelo elaborado por REMA (2015). A Figura 6 apresenta o modelo conceitual de exposição que serviu de base para as simulações realizadas.

Figura 6 - Modelo conceitual de exposição para a área de estudo



(Fonte: Adaptado de REMA, 2015).

4.4.1. Risco com base em taxa de dose potencial constante

As concentrações de exposição medidas foram estipuladas a partir da compilação dos dados disponíveis nos relatórios listados na Tabela 2. O risco à saúde humana com base em concentrações medidas foi calculado com base em quatro campanhas de monitoramento da qualidade da água subterrânea, realizadas durante os seguintes períodos:

- 02 a 20 de janeiro de 2006 (BUREAU VERITAS, 2006);
- 04 a 27 de março de 2009 (SERVMAR, 2009);
- 24 de março a 11 de julho de 2011 (SERVMAR, 2011);
- 11 de novembro a 09 de dezembro de 2013 (GEOAMBIENTE, 2014).

O risco foi calculado para a água subterrânea com base nas Equações 4, 5, 6, 7, 8 e 9, apresentadas na seção 3.2.2. Em cada ano de interesse foram consideradas para a quantificação da exposição as concentrações monitoradas para água subterrânea que se encontram acima dos valores limites de intervenção estabelecidos na Decisão de Diretoria Nº 256/2016/E da CETESB, de 22 de novembro de 2016 (CETESB, 2016b). A relação completa das concentrações consideradas

para a caracterização do cenário de contaminação relativo a cada ano está presente no Anexo III.

4.4.2. Risco com base em taxa de dose potencial variável

O modelo conceitual de exposição considerado no cálculo do risco à saúde humana com base em concentrações simuladas foi o mesmo considerado no cálculo do risco com base em taxa de dose potencial constante (Figura 6).

Em relação às concentrações de exposição, foram considerados os valores de concentração de benzeno obtidos na simulação do transporte dos contaminantes na área (item 4.3). Nesta simulação foi utilizada dispersividade longitudinal de 0,1 m (valor *default* do modelo), fração de carbono orgânico equivalente a 0,3% e densidade do solo de 1390 kg/m³. De modo a simular a situação mais críticas possível, não foram considerados os efeitos de retardo e biodegradação do benzeno. Por esse motivo, foi considerado o valor do coeficiente retardo (R) igual a 1,0 e o valor do tempo de meia vida do benzeno igual a 1.000 anos.

Desta forma, o risco foi calculado para a água subterrânea com base nas Equações 10, 11, 6, 7, 8 e 9, apresentadas na seção 3.2.3. Os receptores e rotas de exposição os apresentados no item 0. Os valores das propriedades físico-químicas do benzeno e das propriedades físicas do meio são os apresentados nas Tabelas 5 e 7, respectivamente. Para a simulação, o tempo da duração de exposição considerado foi de 25 anos (CETESB, 2013), com intervalos mensais de saída das simulações.

4.4.3. Comparação dos resultados (taxa de dose potencial constante e variável)

Para a avaliação dos resultados, foi considerado o resultado do risco total relativo ao somatório dos resultados de risco para todas as rotas consideradas. Os resultados da quantificação de risco à saúde humana com base em taxa de dose potencial constante e com base em taxa de dose potencial variável foram avaliados em relação à fração da área total do empreendimento que apresenta risco acima dos valores toleráveis (1×10^{-5} para risco carcinogênico, 1 para risco não carcinogênico), e de acordo com a magnitude do risco encontrado.

Na quantificação do risco à saúde humana com base na metodologia de taxa de dose potencial constante, a área de estudo foi dividida em unidades de exposição, onde cada unidade de exposição está relacionada a um poço de monitoramento e, por consequência, aos valores de concentração de contaminantes verificados neste poço. Desta forma, é

quantificado o risco à saúde humana para cada unidade de exposição. Em relação ao risco quantificado com base em taxa de dose potencial constante, para a análise da variação em relação à fração da área total do empreendimento que apresenta risco acima dos valores toleráveis, foi considerado o valor da área de cada unidade de exposição (m^2) fornecido pelo modelo SCBR. A fração afetada foi calculada realizando a razão entre o somatório das áreas das unidades de exposição com risco acima do tolerável e a área total simulada (Equação 21)

$$Fr\% = \left(\frac{\sum_1^n A_{UE_n}}{A_T} \right) \times 100 \quad (21)$$

Onde $Fr\%$ é a fração da área total do empreendimento que apresenta risco acima dos valores toleráveis (%); n é o número total de unidades de exposição que apresentaram risco acima do limite estabelecido; A_{UE_n} é a área da unidade de exposição 'n' (m^2); e A_T é a área total simulada (m^2).

Em relação à magnitude do risco apresentado, consideraram-se os valores de risco total resultantes da quantificação do risco em cada unidade de exposição.

O valor da área com risco acima dos limites foi obtido com o emprego de ferramentas do SCBR. A fração de área afetada foi calculada realizando o a razão entre a área com risco acima do tolerável e a área total simulada (Equação 22):

$$Fr\% = \left(\frac{A_{imp}}{A_T} \right) \times 100 \quad (22)$$

Onde $Fr\%$ é a fração da área total do empreendimento que apresenta risco acima dos valores toleráveis (%); A_{imp} é a área total com risco acima dos limites, medida com o SCBR (m^2); e A_T é a área total simulada (m^2).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

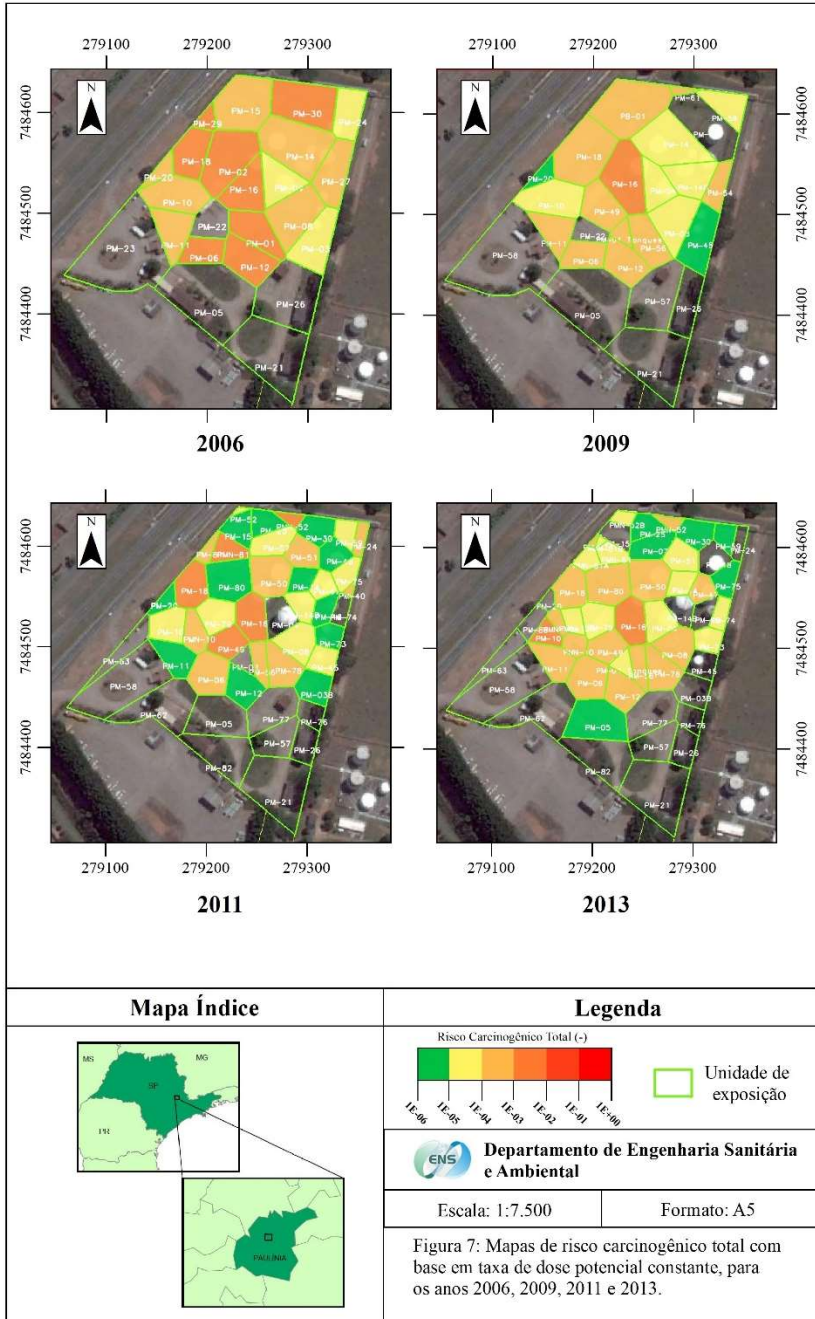
5.1 Risco com base em taxa de dose potencial constante

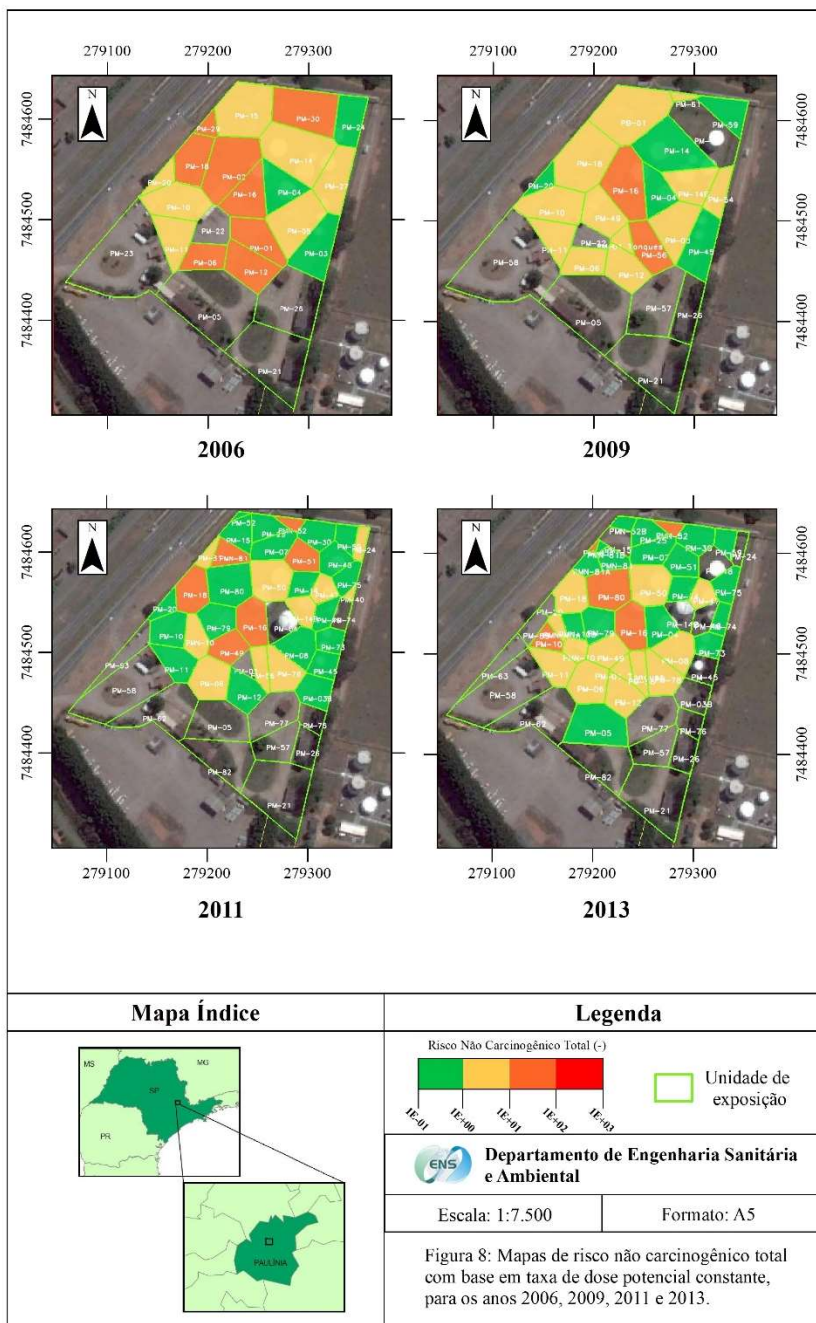
A partir das concentrações medidas em campo para os anos 2006, 2009, 2011 e 2013, foram calculados o risco carcinogênico e o risco não carcinogênico com base em taxa de dose potencial constante, relativos à substância benzeno. Os valores resultantes da quantificação do risco para cada unidade de exposição, discriminados por rota de exposição, são apresentados no Apêndice II.

Os mapas de risco à saúde humana foram produzidos considerando-se a quantidade de pontos de amostragem de água subterrânea disponíveis para cada data de interesse. No SCBR, os mapas de risco à saúde humana foram gerados com base no número de pontos amostrados, sendo que cada ponto de amostragem representa uma área de influência, denominada unidade de exposição. Avaliando-se os mapas gerados para os anos de 2006, 2009, 2011 e 2013, identifica-se que a quantidade de unidades de exposição está relacionada ao número de poços de monitoramento instalados na área. Nos anos de 2006 e 2009 foram consideradas 23 e 26 unidades de exposição, respectivamente. Em 2011, 49 e no ano de 2013, 53.

As Figuras Figura 7 - Mapas de risco carcinogênico total calculado a partir de concentrações medidas de benzeno. e Figura 8 apresentam os mapas de risco carcinogênico e risco não carcinogênico, respectivamente, relativos aos diferentes anos em que os cenários de contaminação foram avaliados.

A avaliação dos resultados do risco com base em taxa de dose potencial constante foi realizada em função da distribuição espacial do risco, e da fração da área do empreendimento com valores de risco acima dos limites aceitáveis. Também foi avaliada a variação da magnitude do risco nas diferentes datas consideradas (2006, 2009, 2011 e 2013). Para o risco carcinogênico, os resultados foram classificados em categorias de valores superiores a 10^{-3} , 10^{-4} , 10^{-5} . Para o risco não carcinogênico, foram consideradas as categorias de valores superiores a 1 e superiores a 10.



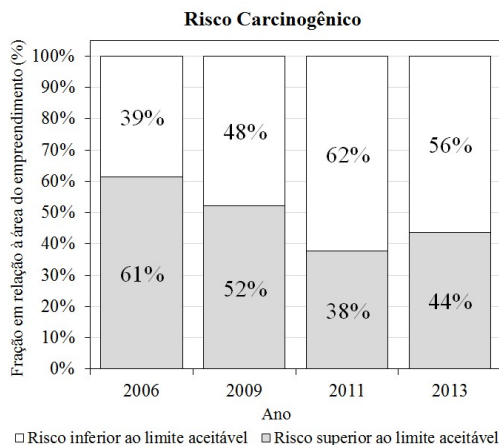


As cores apresentadas nos mapas de risco obtidos (Figuras 7 e 8) representam a escala dos resultados da quantificação de risco, indo de verde (menores abaixo dos limites aceitáveis) a laranja (maiores valores encontrados). As áreas dentro do limite da simulação (contorno verde) que não apresentam cor referem-se às unidades de exposição em que a concentração de benzeno medida na área apresentou-se inferior a 5 µg/L, limite de intervenção estabelecido CETESB na Decisão de Diretoria 256/2016/E (CETESB, 2016b). Para essas unidades de exposição, o risco à saúde humana não foi quantificado.

Avaliando-se os mapas de risco carcinogênico apresentados na Figura 7 identificam-se variações na distribuição espacial do risco para as campanhas de monitoramento estudadas, relativas aos anos 2006, 2009, 2011 e 2013. Nos anos de 2006, verifica-se que o maior risco observado encontra-se na porção centro-oeste da área, com unidades de exposição na porção noroeste apresentando valores acima dos limites estabelecidos. Em 2009, percebe-se que o maior valor de risco observado está localizado na porção central da área. Nos anos de 2011 e 2013, os valores de risco acima dos limites aceitáveis também se encontram localizados na parte central do empreendimento.

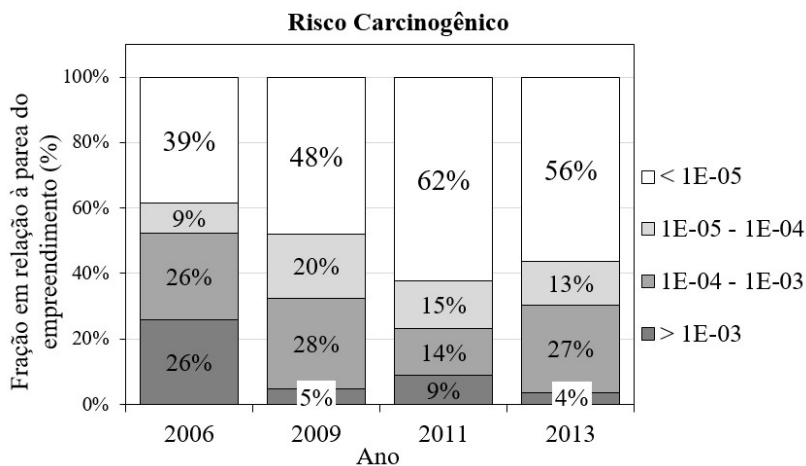
Em relação à fração da área total (Figura 9) que apresenta risco superior ao limite aceitável (10^{-5}) para o risco carcinogênico ao longo do tempo (2006, 2009, 2011 e 2013), a fração em relação à área total do empreendimento variou de 61% (2006) a 38% (2011).

Figura 9 – Fração da área total apresentando risco carcinogênico à saúde humana



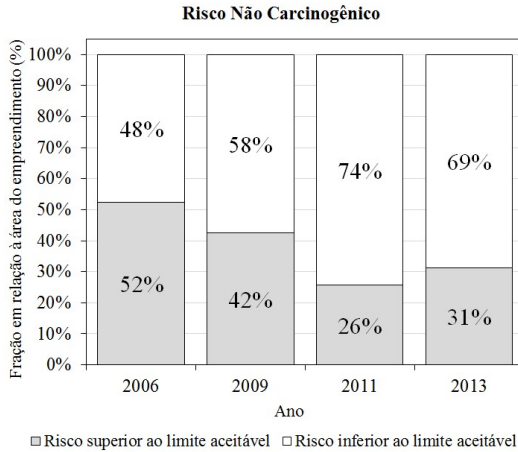
Analisando-se a magnitude do risco carcinogênico (10^{-3} , 10^{-4} , 10^{-5}) nas diferentes campanhas de monitoramento consideradas, os resultados apontam para variações em relação à distribuição espacial da magnitude do risco (Figura 10). Verifica-se uma variação significativa na fração da área do empreendimento apresentando risco de ordem de grandeza 10^{-3} . Em 2006, 26% da área total do empreendimento apresentava valores desta magnitude, enquanto no ano de 2013 apenas 4% da área apresentava risco desta ordem de grandeza. Em relação às demais magnitudes de risco (10^{-4} e 10^{-5}), também foram observadas variações consideradas nas diferentes campanhas de monitoramento. A fração da área do empreendimento apresentando risco de ordem de grandeza 10^{-4} passou de 27% em 2006 a 14% em 2011. A porção da área total apresentando risco na magnitude de 10^{-5} atingiu seu máximo (20%) em 2009, e seu mínimo em 2006 (9%).

Figura 10 - Risco carcinogênico total na área, agrupado por ordem de grandeza.



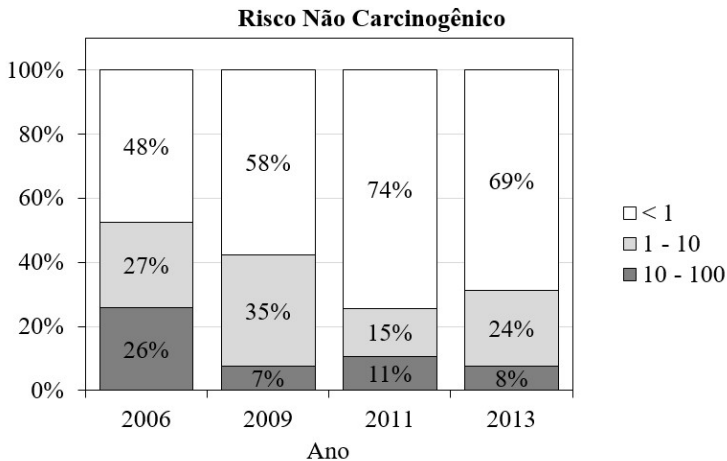
Quanto à fração de área do empreendimento apresentando risco não carcinogênico acima dos valores aceitáveis (Figura 9), no período compreendido entre os anos 2006 e 2011, houve uma variação de 52% (2006) a 26% (2011). Destaca-se que em 2011 obteve-se a maior fração da área com risco abaixo dos valores limites (74%).

Figura 11 - Fração da área total apresentando risco total não carcinogênico à saúde humana



Em relação à magnitude do risco não carcinogênico (Figura 12), a fração da área do empreendimento apresentando risco não carcinogênico de ordem de grandeza 10^{+01} variou de 26% (em 2006) a 8% (em 2013). O risco com ordem de grandeza 10^{+00} foi observado em parcelas equivalentes entre 35% e 15% da área do empreendimento.

Figura 12 - Risco não carcinogênico na área, agrupado por ordem de grandeza.



As diferenças encontradas em ambos os casos (risco carcinogênico e não carcinogênico) podem ser justificadas em função dos processos de transporte e transformação (advecção, dispersão, difusão e biodegradação) atuantes sobre os contaminantes presentes no meio, em função das variações na direção preferencial do fluxo subterrâneo, e em função da solubilização de eventuais parcelas de contaminantes adsorvidos no solo e a consequente migração dos contaminantes para a água subterrânea.

Quanto à fração da área do empreendimento impactada, os resultados de risco (carcinogênico e não carcinogênico) relativos às campanhas de 2011 e 2013 apontam um aumento na fração da área do empreendimento que apresenta risco acima dos valores tolerados, passando de 38% (2011) a 44% (2013) para o risco carcinogênico (Figura 9), e de 26% (2011) a 31% (2013) para o risco não carcinogênico (Figura 11). É possível que este aumento tenha ocorrido em função da solubilização de eventuais parcelas de contaminantes adsorvidos no solo e a consequente migração dos contaminantes para a água subterrânea. Também pode ter ocorrido o espalhamento da pluma de contaminação por ação do mecanismo de advecção, fazendo com que a área detectada apresentando valores de risco superiores aos limites permitidos tenha aumentado.

Conclui-se, portanto, que a fração da área do empreendimento que apresenta risco acima dos valores aceitáveis varia significativamente de acordo com a campanha de monitoramento considerada. Dessa forma, é possível afirmar que, em casos onde é utilizada a metodologia tradicional (RBCA) na avaliação de risco à saúde humana, a data do monitoramento ambiental influencia diretamente os custos previstos para o processo de remediação, visto que quanto maior a fração do empreendimento que necessita da aplicação de tecnologias de remediação, maior é o custo previsto na recuperação da área.

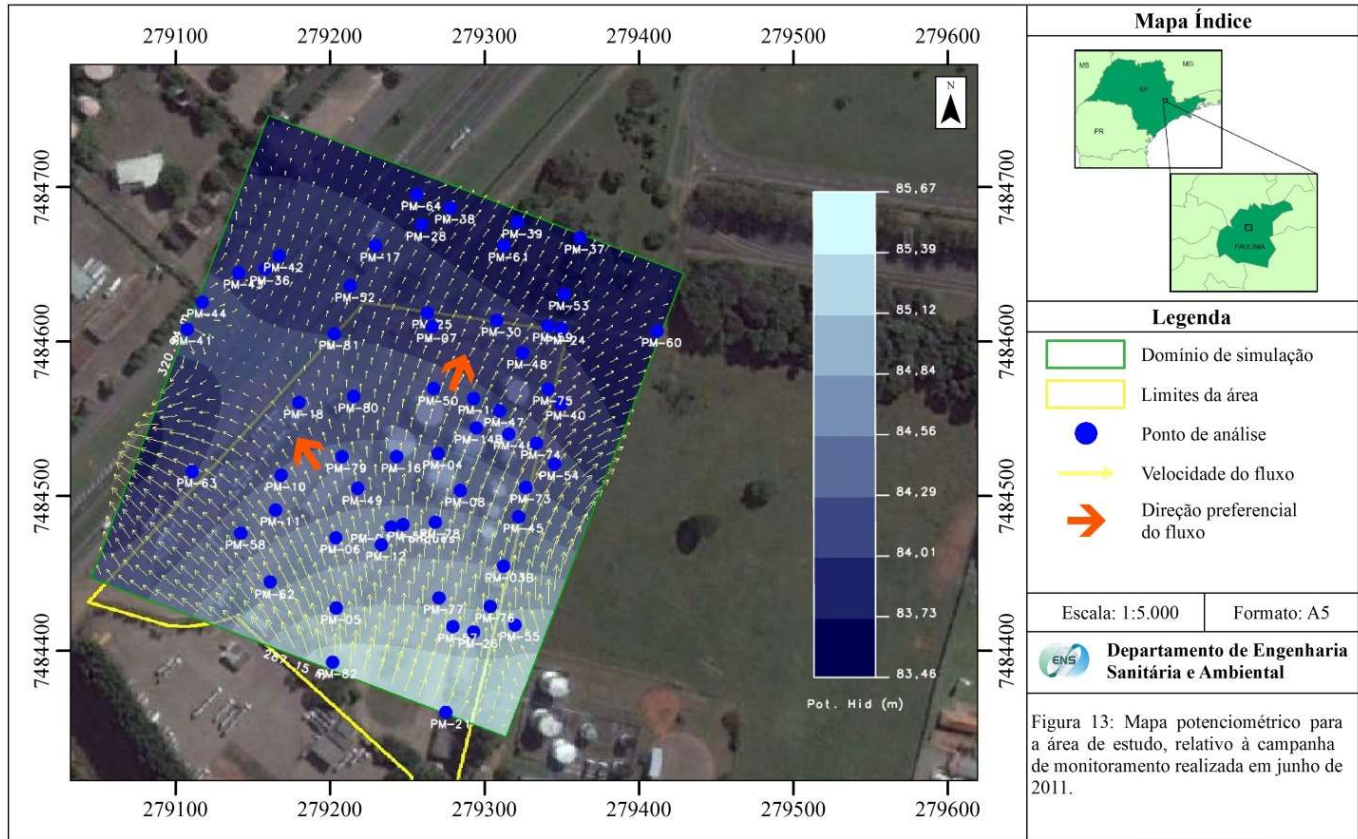
As variações verificadas na distribuição espacial do risco (carcinogênico e não carcinogênico), na fração de área do empreendimento que apresenta risco acima dos limites aceitáveis e na variação da magnitude do risco resultante da quantificação com base na metodologia tradicional (TDP constante) confirmam a influência da data de realização do monitoramento nos resultados de quantificação de risco à saúde humana através da metodologia tradicional (RBCA). Estas variações indicam que os contaminantes sofrem processos de transformação no ambiente em que se encontram, visto que a fração da área que apresenta risco está diretamente ligada ao comportamento dos compostos no meio contaminado e que a concentração destes compostos

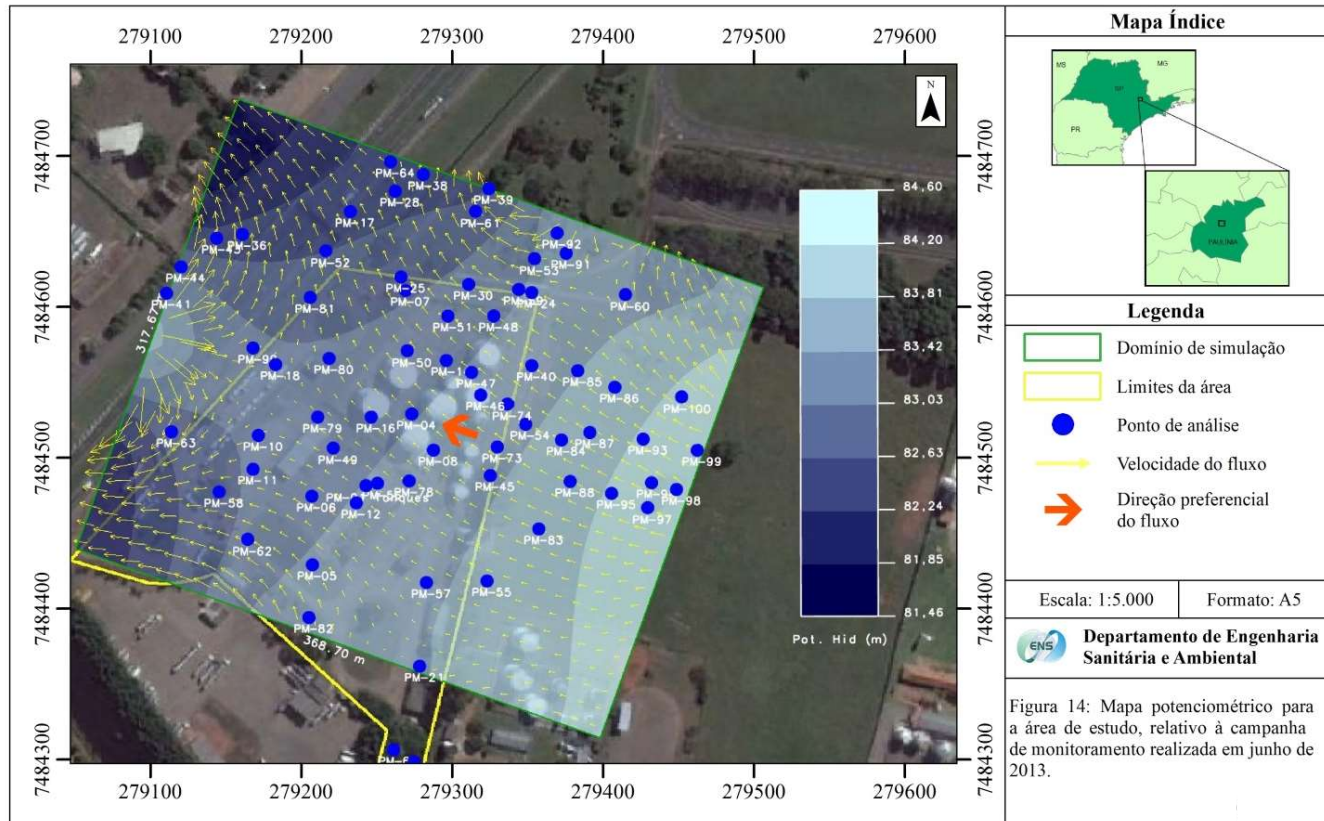
é influenciada por processos de biodegradação, dissolução e difusão. Desse modo, é possível dizer que a concentração a que os receptores estão expostos não se mantém constante ao longo do tempo, estando de acordo com as conclusões apontadas por (JOUSSEF, 2013).

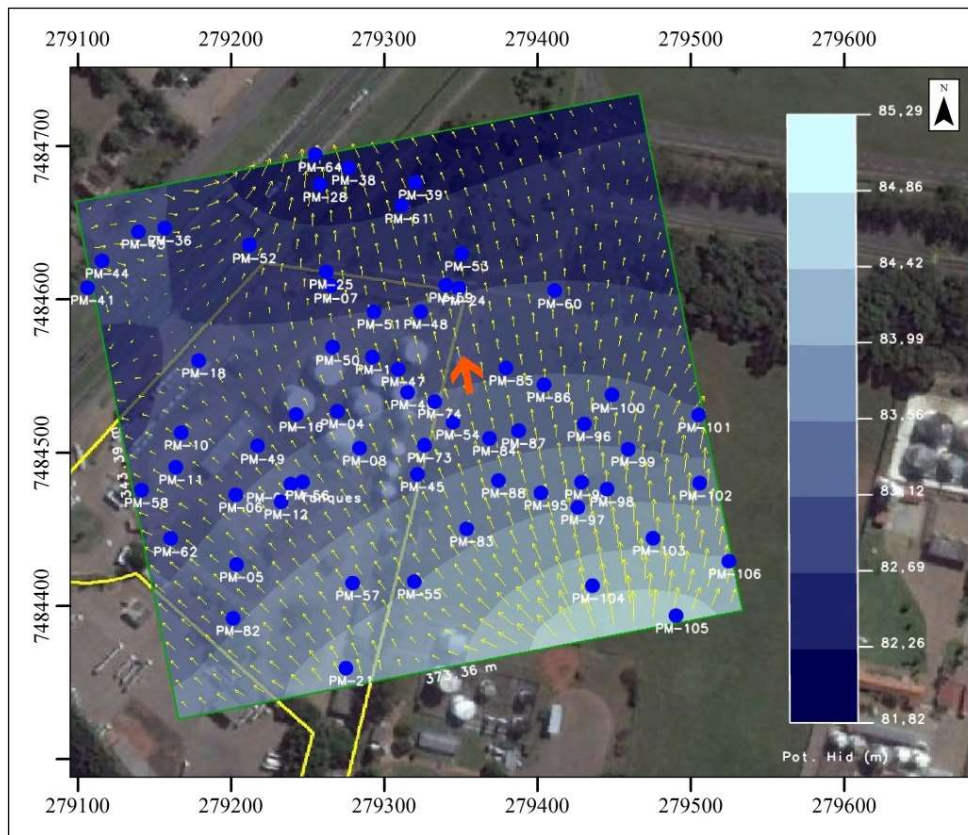
5.2 Risco com base em taxa de dose potencial variável

5.2.1. Simulação de fluxo subterrâneo

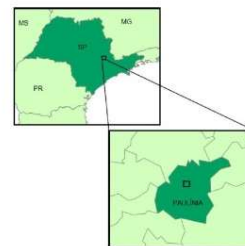
O cálculo do risco à saúde humana considerando taxas de dose potencial variável foi realizado com base nas concentrações dos contaminantes simuladas durante o período de exposição para os receptores considerados. Assim, foram simulados os fluxos subterrâneos referentes a três campanhas de monitoramento distintas, a partir das cargas hidráulicas medidas em três campanhas de monitoramento distintas, realizadas em junho de 2011, junho de 2013 e novembro de 2013. Os valores considerados para os parâmetros relativos à caracterização da área foram idênticos nas três simulações. A porosidade efetiva considerada foi de 22,65%, média aritmética dos valores apresentados em ensaios anteriores. O valor de condutividade hidráulica adota foi de $4,01 \times 10^{-4}$ cm/s, conforme apresentado pela empresa Bureau Veritas (2006). A recarga foi utilizada como parâmetro de calibração da simulação, tendo sido de 35 mm (2011), 0 mm (junho de 2013) e 40 mm (novembro de 2013), como apresentado na Tabela 3. As Figuras 13, 14 e 15 apresentam os mapas potenciométricos simulados para as campanhas de monitoramento relativas a junho de 2011, junho de 2013 e novembro de 2013, respectivamente. Os resultados apontam para alterações na direção preferencial do fluxo nas datas avaliadas: no monitoramento realizado em 2011, o escoamento subterrâneo se dá preferencialmente no sentido sul-norte, com algumas inflexões leste-oeste e sudoeste-nordeste nas porções oeste e leste da área do empreendimento; em junho de 2013, a direção preferencial observada é de leste para oeste; em novembro de 2013, verifica-se o fluxo subterrâneo na direção sudeste para noroeste. Estas diferenças podem ter sido causadas por influência da precipitação regional sobre os fluxos subterrâneos apresentados (REMA, 2015).







Mapa Índice



Legenda

- Domínio de simulação
- Limites da área
- Ponto de análise
- Velocidade do fluxo
- ➔ Direção preferencial do fluxo

Escala: 1:5.000 Formato: A5



Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental

Figura 15: Mapa potenciométrico para a área de estudo, relativo à campanha de monitoramento realizada em novembro de 2013.

Para a avaliação da velocidade do fluxo, foram escolhidos três pontos de referência: os poços de monitoramento PM 05, PM-11 e PM-50. A Tabela 8 apresenta os valores de magnitude da velocidade do fluxo nos três pontos analisados para as campanhas de junho de 2011, junho de 2013 e novembro de 2013.

Tabela 8 - Magnitude do fluxo nos pontos analisados

Campanha de monitoramento	Magnitude (m/ano)		
	PM-05	PM-11	PM-50
jun/11	6,06	4,33	2,93
jun/13	3,59	3,03	3,48
nov/13	4,29	3,22	3,44

Verificou-se que houve variações na magnitude e direção da velocidade do fluxo nestes três pontos nas três campanhas de monitoramento simuladas. No PM-05, a velocidade do fluxo variou de 3,59 a 6,06 m/ano. No PM-11, a variação foi de 3,03 a 4,33 m/ano. No PM-50, a velocidade variou de 2,93 a 3,484 m/ano.

Após simulação do mapa potenciométrico foi realizada a calibração entre os valores de carga hidráulica inseridos (valor medido) com os simulados pelo modelo. A Tabela 9 apresenta os resultados da análise residual dos valores simulados de carga hidráulica realizada para as três simulações. A campanha de monitoramento que resultou na melhor calibração (considerando os parâmetros de erro quadrático médio normalizado e coeficiente de correlação) foi a relativa a junho de 2011, seguida pela campanha de novembro de 2013 e, por último, pela campanha de junho de 2013.

Tabela 9 – Análise residual dos valores simulados

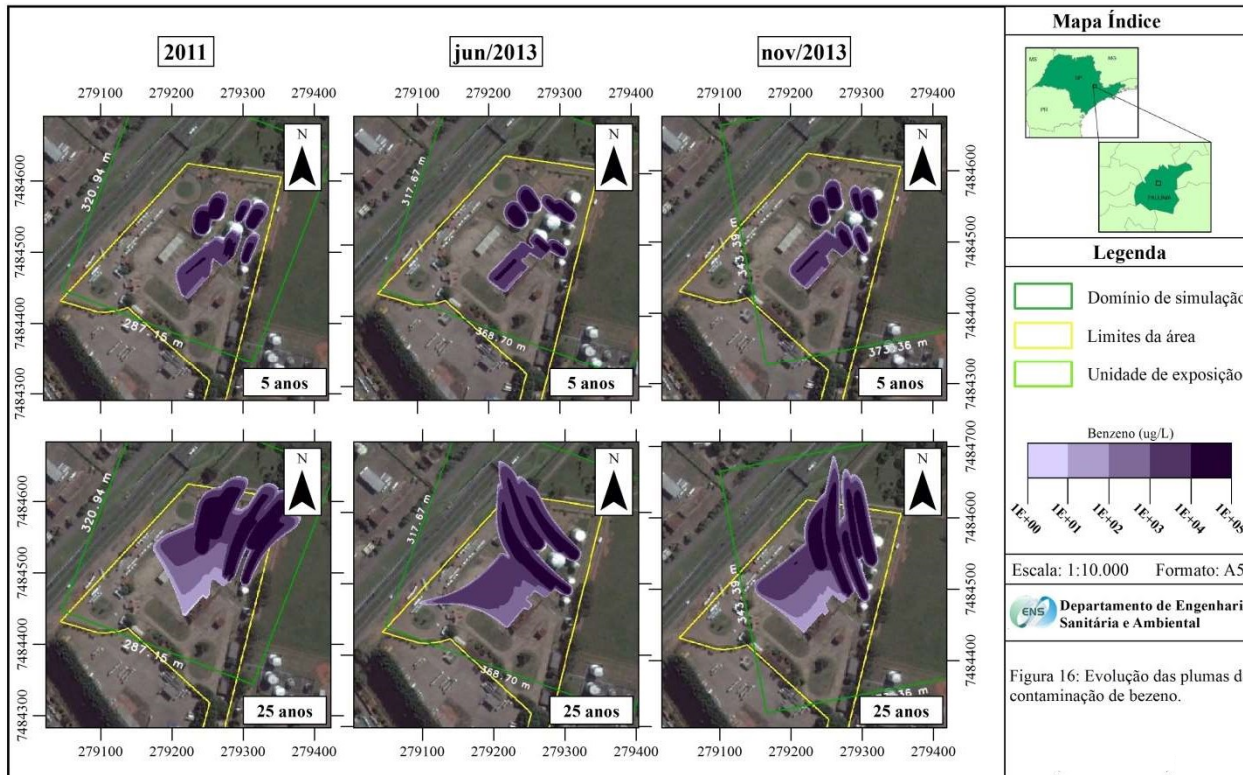
Análises Estatísticas Efetuadas	Junho/2011	Junho/2013	Novembro/2013
Data	16/06/11	03-05/06/13	11-12/11/13
Número de pontos de análise	57	67	61
Resíduo mínimo	1,28E-03	1,88E-02	6,34E-03
Resíduo máximo	6,45E-01	1,56E+01	1,53E+00
Amplitude	2,66E+00	1,66E+01	4,45E+00
Média residual	2,72E-02	6,39E-02	2,54E-01
Média residual absoluta	1,91E-01	7,25E-01	4,29E-01
Soma dos quadrados dos resíduos	3,71E+00	2,73E+02	1,97E+01
Desvio Padrão Residual	2,56E-01	2,03E+00	5,12E-01
Desvio Padrão Residual/Amplitude	9,62%	12,23%	11,51%
Erro Quadrático Médio (RMS)	2,55E-01	2,02E+00	5,68E-01
Erro Quadrático Médio Normalizado	9,59%	12,15%	12,76%
Coeficiente de correlação	9,53E-01	1,78E-01	8,77E-01

5.2.2. Transporte e transformação de contaminantes

A partir dos mapas de fluxo de 2011, junho e novembro de 2013 foi simulado o transporte e transformação da pluma de benzeno resultante do derramamento das fontes potenciais consideradas, detalhadas na Tabela 4.

A Figura 16 apresenta as plumas de contaminação simuladas após 05 e 25 anos após o derramamento, para efeitos comparativos da evolução da contaminação. Para o tempo de simulação de 05 anos não há diferenças significativas entre as plumas de contaminação relativas às diferentes campanhas de monitoramento consideradas (junho de 2011, junho e novembro de 2013). Entretanto, 25 anos após a ocorrência a contaminação, as plumas de contaminação apresentam diferenças significativas. Enquanto a pluma relativa a 2011 permanece dentro dos limites do empreendimento, nas simulações referentes a junho de 2013 e novembro de 2013, a pluma de contaminação ultrapassa os limites da área de estudo. A direção do transporte dos contaminantes também é distinta nos três casos: em 2011, a evolução da pluma se dá no sentido nordeste; na simulação relacionada à campanha realizada em junho de 2013, a pluma avança na direção noroeste; para os dados de potenciometria obtidos em novembro de 2013, a pluma avança na direção norte. Estas diferenças podem ser atribuídas às diferenças na potenciometria da área considerada em cada simulação, sabendo-se que os valores de porosidade, condutividade hidráulica e fração de carbono orgânico inseridos no modelo foram idênticos nas três simulações.

Desse modo, as fontes de incerteza ligadas ao cálculo do risco à saúde humana considerando a taxa de dose potencial variável com base em concentrações simuladas estão ligadas às escolhas nos parâmetros de transporte dos contaminantes. Como neste trabalho não foram considerados os efeitos do retardo e biodegradação do benzeno, as incertezas estão ligadas à escolha dos parâmetros de condutividade hidráulica, porosidade efetiva, fração de carbono orgânico e dispersividade na área. A escolha do fluxo representativo da área também representa fonte de incerteza, visto que variações na direção do fluxo podem ocorrer ao longo do tempo de simulação.



5.2.3. Quantificação do risco com base em taxa de dose potencial variável

Os mapas de risco à saúde humana com base em TDP variável foram produzidos considerando-se as concentrações de benzeno simuladas na área. No SCBR, os mapas de risco à saúde humana com base em concentrações simuladas são gerados com base em concentrações simuladas em cada volume de controle, dando origem a mapas bidimensionais de risco carcinogênico e risco não carcinogênico.

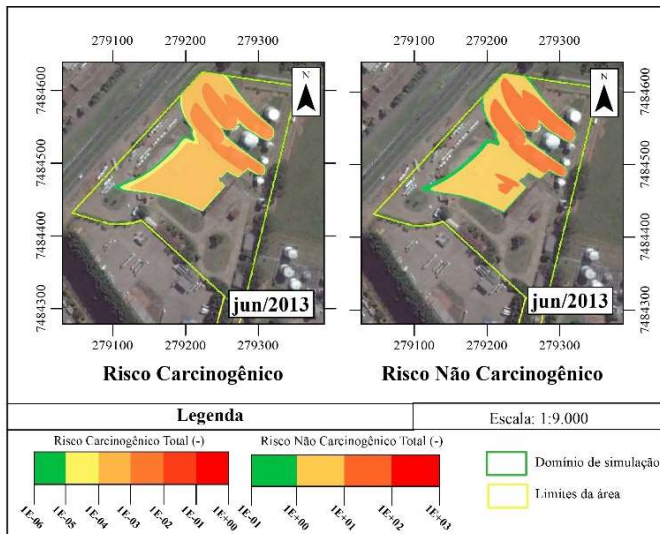
Foi quantificado o risco à saúde humana relativo à exposição à água subterrânea contaminada, pelas rotas contato dérmico com água subterrânea contaminada; inalação de compostos voláteis provenientes da água subterrânea contaminada, em ambientes abertos e fechados; e ingestão acidental de água subterrânea contaminada.

A SQI considerada foi o benzeno. Com base no MCE da área (Figura 6) foram considerados receptores do tipo trabalhadores comerciais/industriais, e um tempo de exposição de 25 anos (CETESB, 2013).

O risco à saúde humana com base em taxa de dose potencial variável foi quantificado a partir das concentrações de benzeno simuladas a partir da campanha de monitoramento de junho de 2013. Esta campanha de monitoramento foi escolhida por apresentar melhor comportamento das concentrações simuladas de benzeno em relação às concentrações medidas em campo. A Figura 17 mostra os mapas gerados nas metodologias com base em taxa de dose potencial variável, que apresentam os valores de risco total carcinogênico e risco total não carcinogênico. Na quantificação do risco com base na metodologia de taxa de dose potencial variável, a taxa de dose potencial e dose potencial total foram quantificadas de acordo com as Equações 10 e 11, respectivamente.

O Apêndice III mostra os valores de risco carcinogênico e risco não carcinogênico, resultantes da quantificação com base em taxa de dose potencial variável para as diferentes rotas, assim como o risco carcinogênico total e o risco não carcinogênico total.

Figura 17 - Mapas de risco à saúde humana com base em taxa de dose potencial variável



Analisando os mapas de risco à saúde humana gerados com base na metodologia de taxa de dose potencial variável considerando as concentrações simuladas de benzeno, é possível verificar que as porções central e noroeste da área apresentam valores de risco à saúde humana acima dos limites aceitáveis (1×10^{-5} para risco carcinogênico, 1 para risco não carcinogênico). Percebe-se que os maiores valores de risco se apresentam na porção noroeste da área de simulação.

Os mapas indicam que a porção sul da área do empreendimento não apresenta concentrações de benzeno acima do limite de intervenção estabelecido pela CETESB na Decisão de Diretoria 256/2016/E, que é de $5 \mu\text{g/L}$ de benzeno (CETESB, 2016b).

A análise dos mapas obtidos da quantificação do risco à saúde humana com base em taxa de dose potencial variável considerando as concentrações de benzeno simuladas mostrou que, segundo esta metodologia, 33% da área total do empreendimento apresenta valores de risco carcinogênico acima do limite aceitável; em relação ao risco não carcinogênico, esta fração é de 31%.

A distribuição espacial do risco carcinogênico e não carcinogênico com base em taxa de dose potencial variável, é equivalente ao mapa de simulação do transporte dos contaminantes, que por sua vez está relacionado à simulação de fluxo subterrâneo.

No caso estudado, onde não se considerou retardo e biodegradação, a variação do fluxo subterrâneo na área representa as fontes de incertezas ligadas à quantificação do risco à saúde humana com base em taxa de dose potencial variável, que considera concentrações simuladas na quantificação do risco à saúde humana. Neste âmbito, destaca-se que nos monitoramentos de áreas impactadas, as propriedades físicas do solo (como condutividade hidráulica, porosidade efetiva e fração de carbono orgânico) e a recarga possuem poucas ou inexistentes medições, contribuindo para as incertezas nos resultados.

Quanto à simulação da transformação dos contaminantes, tampouco são estimados valores de campo que possam ser considerados para a biodegradação. Em relação ao transporte, para a estimativa do retardo, valores de porosidade efetiva e fração de carbono orgânico estão ausentes ou um valor de cada parâmetro é disponibilizado para toda a área. Frequentemente, a ausência de ensaios de determinação destes parâmetros faz surgir a necessidade de adoção de valores da literatura, que podem não ser adequadamente representativos da área estudada.

5.2.4. Comparação entre as metodologias aplicadas

Considerando a fração da área do empreendimento que apresenta risco à saúde humana acima dos valores aceitáveis, de 10^{-5} para o risco carcinogênico e 1 para o risco não carcinogênico, as diferenças entre o risco quantificado para dose variável e pela dose constante apresentam diferenças significativas (Tabela 10).

Tabela 10 - Fração da área total com valores de risco acima dos limites aceitáveis obtidos com as duas metodologias aplicadas

Metodologia	RC	RNC
	% Área	% Área
TDP variável	33%	31%
TDP constante	2006	52%
	2009	42%
	2011	26%
	2013	31%

(TDP = Taxa de Dose Potencial; RC = Risco Carcinogênico; RNC = Risco Não Carcinogênico; % Área = fração total da área do empreendimento apresentando risco acima do valor limite aceitável: 10^{-5} para o risco carcinogênico, 1 para o risco não carcinogênico).

As frações de área impactadas (Tabela 10) para o risco carcinogênico a partir da metodologia de quantificação do risco com base em taxa de dose potencial variável são inferiores aos valores obtidos com o emprego da metodologia tradicional (RBCA). O fato de não ter sido

considerado nem retardo nem biodegradação para o risco simulado a partir da dose potencial variável contribuiu para um resultado conservador para a quantificação do risco para a água subterrânea. Mesmo com esta configuração, a fração da área do empreendimento impactada com o risco carcinogênico baseada na metodologia TDP variável foi inferior (33%) ao menor valor quantificado para o risco carcinogênico com base na metodologia TDP constante (RBCA), obtida em 2011, no valor de 38%.

Para o risco não carcinogênico, a menor fração de área impactada quantificada a partir da metodologia com TDP constante foi de 26% (2011), inferior à fração quantificada pela metodologia de TDP variável, tendo sido superior nos demais anos (2006, 2009 e 2013).

As razões para as diferenças obtidas na quantificação do risco pela metodologia de dose variável e constante reportam tanto às incertezas das simulações de transporte e transformação de contaminantes (TDP variável), como nas incertezas de uso de um único monitoramento para avaliação de risco de uma área contaminada (TDP constante). Além disso, as diferenças entre os mapas de risco com base em concentrações medidas em campo (TDP constante) e os mapas de risco com base em concentrações simuladas (metodologia TDP variável) podem ser atribuídas a ocorrências de vazamentos desconhecidos (no que diz respeito a volumes derramados e datas das ocorrências).

Em relação à metodologia com base em taxa de dose potencial constante é possível apontar como vantagem o atendimento da exigência legal, visto que o CONAMA, por meio da Resolução 420/2009, e a ABNT, por meio da NBR 16.209/2013, normatizam a necessidade de monitoramento da área e exigem que seja realizada a avaliação de risco à saúde humana segundo a metodologia de TDP constante (com base em concentrações medidas) como parte do processo de gerenciamento de áreas contaminadas. Além disso, a metodologia de TDP constante em comparação com a metodologia de dose potencial variável, com base em concentrações simuladas matematicamente, utiliza concentrações monitoradas em campo, que são capazes de fornecer uma avaliação mais fidedigna da situação de contaminação relativa à data de monitoramento, pois não está sujeita às incertezas presentes na simulação matemática.

Como desvantagem da metodologia de TDP constante pode ser destacado o fato de que a quantificação do risco leva em consideração geralmente apenas a concentração mais alta identificada em um determinado monitoramento e, portanto, seus resultados são altamente dependentes da época em que o monitoramento foi realizado, em relação à data de ocorrência da contaminação. Usualmente o monitoramento periódico da área não é realizado, sendo os monitoramentos ambientais

realizados em datas arbitrárias e com baixa frequência. Na ausência de um monitoramento contínuo da situação de contaminação da área, não é possível ter certeza que a campanha de monitoramento considerada para a avaliação de risco representa o cenário mais crítico de contaminação, visto que os contaminantes passam por processos de transporte e transformação que fazem variar suas concentrações ao longo do tempo. Assim sendo, a utilização de concentrações medidas não exclui as incertezas na quantificação do risco à saúde humana em uma área contaminada, devido à reduzida frequência de realização de monitoramentos ambientais.

Dessa forma, a metodologia tradicional permite a caracterização do risco (e extrapolação para todo o período de exposição) referente à data em que o monitoramento foi realizado, e pode resultar na superestimação ou na subestimação do risco à saúde humana. Sendo a avaliação de risco à saúde humana uma das etapas exigidas no gerenciamento de áreas contaminadas, é um dos resultados que influencia na definição de tecnologias de remediação e/ou medidas de controle institucional e de engenharia.

A quantificação do risco com base em concentrações simuladas é utilizada quando não há dados de monitoramento da contaminação disponíveis para a área de estudo, ou quando não é possível obtê-los, podendo também ser empregado em casos onde deseja-se fazer a avaliações de risco de caráter preventivo. Também no sentido de aprimorar a compreensão dos mecanismos que determinam a eventual exposição de receptores potenciais, a ABNT recomenda, por meio da NBR 16.209-2013, que sejam avaliados os processos de transporte e atenuação natural nos meios e mecanismos de transferência entre meios (ABNT, 2013). Contudo, a presença de incerteza nos dados de entrada dos parâmetros do fluxo subterrâneo (como, por exemplo, fração de carbono orgânico, condutividade hidráulica e porosidade efetiva) e incertezas acerca dos eventos de contaminação ocorridos (data de ocorrência e informações sobre produtos e volumes derramados, por exemplo) podem levar a avaliações não condizentes com a realidade. Estas limitações podem influenciar nos resultados obtidos com base em concentrações simuladas, e devem ser apontadas como uma desvantagem desta metodologia. É importante destacar, contudo, que em casos onde se utiliza a modelagem de transporte e transformação de contaminantes para obter a concentração de exposição a ser utilizada na quantificação do risco com base em TBP constante, as concentrações de exposição consideradas equivalem às máximas simuladas nas unidades de exposição, portanto, a concentração de exposição é constante e não variável.

A metodologia de taxa de dose potencial variável permite o melhor entendimento do comportamento da contaminação e do processo de exposição dos receptores aos contaminantes. Além disso, o fato de se utilizar a taxa de dose potencial considerando as variações das concentrações ocorridas no meio pode ser identificado como vantagem em relação à metodologia RBCA, haja vista que os processos de transporte e transformação dos contaminantes são levados em conta, obtendo-se uma melhor representação do comportamento da contaminação ao quais os receptores estão expostos. Por esse motivo, a metodologia de quantificação do risco à saúde humana com base na taxa de dose potencial variável pode ser recomendada como instrumento de apoio no diálogo com órgãos ambientais

6 CONCLUSÃO

Com o objetivo de avaliar a quantificação do risco à saúde humana baseada em taxa de dose potencial variável com emprego do modelo matemático SCBR, foi utilizado um estudo de caso de uma área contaminada real localizada em Paulínia/SP.

O modelo matemático SCBR, versão 3.8.0, foi empregado na realização de todas as simulações presentes neste trabalho. A avaliação da metodologia de risco de dose potencial variável foi realizada por meio da comparação com a metodologia de dose potencial constante. No modelo matemático SCBR estão implementadas as duas metodologias utilizadas: a metodologia de quantificação de risco tradicionalmente aplicada a áreas contaminadas por combustíveis (RBCA) que considera taxa de dose potencial constante ao longo do tempo de exposição, e uma metodologia de taxa de dose potencial variável, que leva em conta a variação da concentração dos contaminantes ao longo do tempo devido a processos de transporte e transformação que ocorrem no meio contaminado.

O risco à saúde humana foi quantificado para o contaminante benzeno na água subterrânea, para as rotas ingestão, contato dérmico e inalação em ambientes abertos e fechados. Foram considerados receptores do tipo trabalhadores comerciais/industriais para um tempo de exposição de 25 anos.

A comparação dos resultados foi realizada a partir da fração da área total do empreendimento com risco acima dos valores toleráveis. A quantificação do risco à saúde humana com base em taxa de dose potencial constante deu origem a mapas de risco bidimensionais representativos das quatro campanhas de monitoramento consideradas, relativas aos anos de 2006, 2009, 2011 e 2013. A quantificação do risco com base em taxa de dose potencial constante identificou variações tanto na distribuição espacial do risco para as campanhas de monitoramento estudadas (2006, 2009, 2011 e 2013) como em relação à fração da área do empreendimento que apresenta risco carcinogênico e não carcinogênico superior aos limites aceitáveis.

A simulação do fluxo subterrâneo com base em três campanhas de monitoramento distintas (relativas aos períodos de junho de 2011, junho de 2013 e novembro de 2013), possibilitou o conhecimento do comportamento do fluxo subterrâneo da área de estudo. A simulação do transporte do contaminante benzeno, considerando as fontes de contaminação potenciais presentes na área, permitiu avaliar a evolução da sua pluma na água subterrânea. A fim de simular o cenário mais crítico

possível de contaminação, não foram considerados os efeitos de biodegradação e retardo do composto benzeno em nenhuma das simulações realizadas. Por fim, a quantificação do risco à saúde humana com base em taxa de dose potencial variável, utilizando as concentrações simuladas de benzeno, deu origem a mapas bidimensionais de risco à saúde humana relativos ao tempo total de exposição considerado par ao receptor (25 anos), e possibilitaram a comparação das duas metodologias empregadas.

A comparação das metodologias empregadas possibilitou o destaque de algumas vantagens e desvantagens de cada uma. Em relação à metodologia tradicional, aponta-se como vantagem o atendimento à exigência legal e avaliação mais fidedigna da situação de contaminação relativa à data de monitoramento, pois não está sujeita às incertezas presentes na simulação matemática.

Uma das desvantagens desta metodologia reside na deficiência de implantação de monitoramentos ambientais periódicos. Devido a este fato, não é possível ter certeza que a campanha de monitoramento considerada para a avaliação de risco representa o cenário mais crítico de contaminação, visto que os contaminantes passam por processos de transporte e transformação que fazem variar suas concentrações ao longo do tempo. Dessa forma, a quantificação do risco segundo a metodologia tradicional dá origem a uma caracterização relativa à data em que o monitoramento foi realizado, e pode resultar na superestimação ou na subestimação do risco à saúde humana.

Em relação à metodologia com base em taxa de dose potencial variável, destaca-se como vantagem a melhor representação do processo de exposição dos receptores aos contaminantes durante o tempo de exposição considerado, pelo fato de serem consideradas as variações de concentração dos contaminantes causadas pelos processos de transporte e transformação dos compostos. Por esse motivo, a metodologia de quantificação do risco com base em taxa de dose potencial pode ser recomendada como instrumento de apoio no diálogo com órgãos ambientais. Além disso, possibilita a utilização quando não há dados de monitoramento da contaminação disponíveis para a área de estudo, ou quando não é possível obtê-los. Sua desvantagem reside nas incertezas relativas aos dados de entrada dos parâmetros do fluxo subterrâneo (como, por exemplo, fração de carbono orgânico, condutividade hidráulica e porosidade efetiva) e incertezas acerca dos eventos de contaminação ocorridos (data de ocorrência e informações sobre produtos e volumes derramados, por exemplo) que podem levar a avaliações não condizentes com a realidade. Estas limitações podem influenciar nos

resultados obtidos com base em concentrações simuladas, e devem ser apontadas como uma desvantagem desta metodologia.

7 RECOMENDAÇÕES

A partir das conclusões obtidas neste estudo, recomenda-se:

- A realização de análises de sensibilidade relacionando parâmetros de condutividade hidráulica, fração de carbono orgânico, coeficientes de retardo e a quantificação do risco com base em taxa de dose potencial variável considerando-se concentrações de contaminantes simuladas;
- A comparação das rotas do meio subterrâneo para as duas metodologias de forma individualizada;
- A verificação da possibilidade de aplicação da metodologia de taxa de dose potencial variável no cálculo das Concentrações Máximas Aceitáveis.

REFERÊNCIAS

- ABNT. **NBR 16209: Avaliação de risco à saúde humana para fins de gerenciamento de áreas contaminadas**. Associação Brasileira de Normas Técnicas. Rio de Janeiro, 2013. 45 p.
- ANP. **Vendas, pelas Distribuidoras, dos Derivados Combustíveis de Petróleo (metros cúbicos)**. Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis. Planilha eletrônica. 2016.
- ARQUIPÉLAGO. **Investigação Ambiental e Análise de Risco Tier 2**. Arquipélago Engenharia Ambiental. São Paulo, 2003. 122 p.
- ASTM - American Society for Testing and Materials. **E 2081-00. Standard Guide for Risk-Based Corrective Action**. West Conshohocken, PA, 2000.
- ASTM. **D5490-93 (2008): Standard Guide for Comparing Groundwater Flow Model Simulations to Site-Specific Information**. American Society for Testing and Materials. West Conshohocken. 2008.
- ASTM. **D5981-96 (2008): Standard Guide for Calibrating a Groundwater Flow Model Application**. American Society for Testing and Materials. West Conshohocken. 2008.
- ASTM. **E1739-95 (2015). Standard Guide for Risk-Based Corrective Action Applied at Petroleum Release Sites**. American Society for Testing and Materials. West Conshohocken. 2015.
- BEDIENT, P. B.; RIFAI, H. S.; NEWELL, C. J. **Groundwater Contamination: Transport and Remediation**. 1. ed. New Jersey: Prentice Hall PTR, 1994.
- BERGLUND, M.; ELINDER, C. G.; JÄRUP, L. **Human Exposure Assessment: An Introduction**. Stockholm: World Health Organization, 2001.
- BUREAU VERITAS. **Projeto Sofia Fase II: Investigação Complementar**. Paulínia, 2006. 99 p.

CETESB. **Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas**. São Paulo: Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2001.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Anexo VII - Decisão de Diretoria nº 010/2006/C**. Ações corretivas baseadas em risco (ACBR) aplicadas a áreas contaminadas com hidrocarbonetos derivados de petróleo e outros combustíveis líquidos – procedimentos. São Paulo, 2006, 59p.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Decisão de Diretoria nº 103/2007/C/E**. Dispõe sobre o procedimento para o gerenciamento de áreas contaminadas. São Paulo, 2007, 40p.

CETESB. **Planilhas para Avaliação de Risco em Áreas Contaminadas sob Investigação**. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. São Paulo, p. Planilha Eletrônica. 2013.

CETESB. **Texto Explicativo: Relação de áreas contaminadas e reabilitadas no Estado de São Paulo**. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. São Paulo, 2016a. 14 p.

CETESB. **Decisão de Diretoria Nº 256/2016/E**. Dispõe sobre a aprovação dos “Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo – 2016” e dá outras providências. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. São Paulo, 2016b. 5 p.

CETESB. **Decisão de Diretoria Nº 038/2017/C**. Dispõe sobre a aprovação do “Procedimento para a Proteção da Qualidade do Solo e das Águas Subterrâneas”, da revisão do “Procedimento para o Gerenciamento de Áreas Contaminadas” e estabelece “Diretrizes para Gerenciamento de Áreas Contaminadas no Âmbito do Licenciamento Ambiental” e dá outras providências. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. São Paulo, 2017. 65 p.

COLONESE, B. L.; CORSEUIL, H. X.; NUNES, C. C.; ROSARIO, M. **Aplicação do modelo SCBR no gerenciamento de áreas contaminadas**. In: VII Congresso Brasileiro de Geossintéticos/VIII Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental, 2015, Brasília – DF. VII Congresso Brasileiro de Geossintéticos/VIII Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental, 2015.

COLONESE, B. L. E. A. **Aplicação do modelo matemático SCBR no gerenciamento de áreas contaminadas - Estudo de caso:** Terminal de petróleo de São Sebastião. VII Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental. Porto Alegre: 2010. 15 p.

CONAMA. **Resolução N° 420.** Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas

contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Conselho Nacional do Meio Ambiente, 2009. 20 p.

CORSEUIL, H. X. E. A. **Solução Corretiva baseada no Risco (SCBR):** Modelo Matemático de Tomada de Decisão para o Gerenciamento Ambiental de Águas Subterrâneas Contaminadas. XIV Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, 2006. 14p.

CURTARELLI, V. P. Influência do etanol na estimativa da idade da fonte em áreas impactadas por combustíveis com uso de modelo matemático SCBR (Solução Corretiva Baseada no Risco) – estudo de caso. 2017. 163p. Trabalho de Conclusão de Curso em Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Santa Catarina.

ESPINOSA, M. B. Estudo comparativo da aplicação dos modelos matemáticos SCBR e MODFLOW na simulação de fluxo subterrâneo, transporte e remediação de contaminantes em água subterrânea. 2016. 134p. Trabalho de Conclusão de Curso em Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Santa Catarina.

ENSR. **Investigação Ambiental e Análise de Risco RBCA Tier 1.** São Paulo, 2001. 43 p.

EUGRIS. Further description: Contaminated land. **EUGRIS:** portal for soil and water management in Europe. Disponível em: <<http://www.eugris.info/FurtherDescription.asp?e=4&Ca=2&Cy=0&T=Contaminated%20land>>. Acesso em: 14 Setembro 2017.

FEITOSA, F. A. C.; FILHO, J. M. **Hidrogeologia - Conceitos e Aplicações.** 2. ed. Fortaleza: CPRM/REFO, LABHID-UFPE, 2000.

FETTER, C. W. **Applied Hidrogeology**. 4. ed. New Jersey: Prentice HALL, 2000.

GEOAMBIENTE. **Relatório de Investigação Ambiental Complementar e Monitoramento Analítico**. Geoambiente Geol. e Eng^a Ambiental Ltda. Curitiba, 2012. 336 p.

GEOAMBIENTE. **Relatório de Investigação Ambiental Complementar e Plano de Intervenção**. Geoambiente Geol. e Eng^a Ambiental Ltda. Curitiba, 2013. 510 p.

GEOAMBIENTE. **Relatório de Monitoramento Analítico - 1^a Campanha**. Geoambiente Geol. e Eng^a Ambiental Ltda. Curitiba, 2014. 522 p.

JOUSSEF, K. L. Influência da taxa de dose potencial variável em áreas contaminadas no cálculo do risco à saúde humana. Florianópolis. 2013. 109p. Dissertação de Mestrado em Engenharia Ambiental – Universidade Federal de Santa Catarina.

JOUSSEF et. al. Influência da taxa de dose potencial variável em áreas contaminadas no cálculo do risco à saúde humana. **Águas Subterrâneas**, São Paulo, v. 27(3), p. 101-110, Novembro 2013.

KERN, P. Aplicação do modelo SCBR no gerenciamento de áreas contaminadas: análise da funcionalidade “áreas reativas” para simulação de tecnologias de bioestimulação. 2016. 120p. Trabalho de Conclusão de Curso em Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Santa Catarina

MASSAUT, M. P. Aplicação do modelo matemático SCBR para a previsão do comprimento de plumas de etanol e benzeno em águas subterrâneas. 2016. 79p. Trabalho de Conclusão de Curso em Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Santa Catarina

MORAES, S. L.; TEIXEIRA, C. E.; MAXIMIANO, A. M. S. **Guia de elaboração de planos de intervenção para o gerenciamento de áreas contaminadas**. 1. ed. São Paulo: IPT e BNDES, 2014.

MULLER, C. C. et al. **The SCBR model as a decision support tool to assess the age of biofuel releases**. INEF Penn State Conference 2013. Univesity Park: 2013.

REMA - Núcleo Ressacada de Pesquisas em Meio Ambiente. **Customização das Unidades de Negócio da Petrobras com o Modelo Matemático SCBR - Base de Paulínia (BAPLAN) - BR Distribuidora - Paulínia (SP)**. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2015. 125 p. (Trabalho não publicado).

SCBR et al. **Solução Corretiva Baseada no Risco (SCBR) – Manual de Referências Técnicas**. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2015. 130 p.

SERVMAR. **Relatório de Investigação Complementar e Avaliação de Risco a Saúde Humana - RBCA Tier 2**. Servmar Serviços Técnicos Ambientais Ltda. São Paulo, 2009. 50 p.

SERVMAR. **Relatório de Investigação Detalhada e Plano de Intervenção**. São Paulo, 2011. 439 p.

SOUSA, C. D. Contaminated sites: The Canadian situation in an international context. **Journal of Environmental Management**, Milwaukee, v. 62, p. 131-54, Janeiro 2001.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. EPA/540/1-88 /0012. **Superfund Exposure Assessment Manual**. Washington D.C., 1988.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. EPA/540/1-89/002. **Risk Assessment Guidance for Superfund - Vol. 1: Human Health Evaluation Manual (Part A)**. Washington D.C., 1989.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. PB92 - 963373. **Supplemental Guidance to RAGS: Calculating the Concentration Term**. Washington D.C., 1992a.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. EPA/600/Z-92/001. **Guidelines for Exposure Assessment**. Washington D.C., 1992b.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. OSWER 9285.6-10. **Calculating Upper Confidence Limits for Exposure Point Concentrations at Hazardous Waste Sites**. Washington D.C., 2002.

VANZELLA, P, K. G. Modelagem matemática aplicada a derramamentos da mistura de biodiesel e diesel em águas subterrâneas. 2017. 114p. Trabalho de Conclusão de Curso em Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Santa Catarina.

WHO – World Health Organization. International Programme on Chemical Safety - IPCS. **Principles for the assessment of risks to human health from exposure to chemicals**. Environmental Health Criteria 210. Geneva, Switzerland., 1999.

WIEDEMEIER, T. H. et al. **Natural Attenuation of Fuels and Chlorinated Solvents in the Subsurface**. New York: John Wiley & Sons, 1999.

APÊNDICES

APÊNDICE I – Cálculo da porosidade efetiva

- Valores de porosidade efetiva considerados no cálculo da média:

Valor	Fonte
20.80%	Servmar, 2009
15.40%	Servmar, 2011
31.76%	Bureau Veritas, 2006

O valor de porosidade efetiva considerado foi obtido através da média aritmética dos valores apresentados nos relatórios:

$$ne = \sum_{i=1}^3 ne_i = \frac{(20.80 + 15.40 + 31.76)}{3} = 22.65\%$$

APÊNDICE II – Resultados da quantificação do risco à saúde humana com base em taxa de dose potencial constante

Resultados da quantificação do risco total carcinogênico e não carcinogênico para a substância benzeno, relativos ao ano de 2006.

U. E.	Risco Carcinogênico					Risco Não Carcinogênico				
	Contato dérmico	Inalação amb. abertos	Inalação amb. fechados	Ingestão	Total	Contato dérmico	Inalação amb. Abertos	Inalação amb. Fechados	Ingestão	Total
PM-01	2,06E-04	1,68E-06	1,05E-04	2,81E-03	3,12E-03	2,69E+00	2,06E-02	1,29E+00	3,68E+00	7,68E+00
PM-02	2,36E-04	1,93E-06	1,20E-04	3,23E-03	3,59E-03	3,09E+00	2,38E-02	1,48E+00	4,22E+01	4,68E+01
PM-03	1,86E-06	1,48E-08	9,24E-07	2,54E-05	2,82E-05	2,43E-02	1,80E-04	1,14E-02	3,32E-01	3,68E-01
PM-04	1,38E-06	1,15E-08	7,10E-07	1,89E-05	2,10E-05	1,81E-02	1,41E-04	8,74E-03	2,47E-01	2,74E-01
PM-05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PM-06	1,11E-04	9,18E-07	-	1,51E-03	1,62E-03	1,45E+00	1,13E-02	-	1,98E+01	2,13E+01
PM-08	4,96E-05	4,09E-07	2,54E-05	6,77E-04	7,52E-04	6,49E-01	5,04E-03	3,12E-01	8,86E+00	9,83E+00
PM-10	3,53E-05	3,00E-07	1,84E-05	4,82E-04	5,36E-04	4,62E-01	3,69E-03	2,26E-01	6,31E+00	7,00E+00
PM-11	1,33E-05	1,13E-07	6,91E-06	1,81E-04	2,01E-04	1,74E-01	1,39E-02	8,51E-02	2,38E+00	2,65E+00
PM-12	1,01E-04	8,27E-07	5,15E-05	1,38E-03	1,53E-03	1,33E+00	1,02E-02	6,34E-01	1,81E+01	2,01E+01
PM-14	7,87E-06	6,38E-08	3,99E-06	1,08E-04	1,20E-04	1,03E-01	7,85E-04	4,91E-02	1,41E+00	1,56E+00
PM-15	1,01E-05	8,56E-08	-	1,38E-04	1,48E-04	1,32E-01	1,05E-03	-	1,80E+00	1,93E+00
PM-16	2,43E-04	2,04E-06	1,26E-04	3,32E-03	3,69E-03	3,18E+00	2,51E-02	1,55E+00	4,35E+01	4,83E+01
PM-18	1,31E-04	1,10E-06	6,75E-05	1,78E-03	1,98E-03	1,71E+00	1,35E-02	8,30E-01	2,34E+01	2,60E+01
PM-20	1,17E-05	1,01E-07	-	1,60E-04	1,72E-04	1,53E-01	1,24E-03	-	2,09E+00	2,24E+00
PM-21	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PM-22	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PM-23	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PM-24	2,08E-06	1,70E-08	-	2,84E-05	3,05E-05	2,72E-02	2,09E-04	-	3,72E-01	3,99E-01
PM-26	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PM-27	1,67E-05	1,31E-07	8,29E-06	2,28E-04	2,53E-04	2,19E-01	1,61E-03	1,02E-01	2,99E+00	3,31E+00
PM-29	2,14E-04	1,84E-06	-	2,93E-03	3,15E-03	2,80E+00	2,26E-02	-	3,83E+01	4,11E+01
PM-30	1,32E-04	1,10E-06	-	1,81E-03	1,94E-03	1,73E+00	1,35E-02	-	2,37E+01	2,54E+01

Resultados da quantificação do risco total carcinogênico e não carcinogênico para a substância benzeno, relativos ao ano de 2009.

U. E.	Risco Carcinogênico					Risco Não Carcinogênico				
	Contato dérmico	Inalação amb. abertos	Inalação amb. fechados	Ingestão	Total	Contato dérmico	Inalação amb. Abertos	Inalação amb. Fechados	Ingestão	Total
PB-01	1,92E-05	2,72E-07	-	2,62E-04	2,81E-04	2,51E-01	3,34E-03	-	3,43E+00	3,68E+00
PM-01	1,46E-05	1,20E-07	7,46E-06	1,99E-04	2,21E-04	1,91E-01	1,48E-03	9,18E-02	2,60E+00	2,88E+00
PM-04	8,38E-07	7,02E-09	4,33E-07	1,14E-05	1,27E-05	1,10E-02	8,64E-05	5,32E-03	1,50E-01	1,66E-01
PM-05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PM-06	1,22E-05	1,02E-07	-	1,66E-04	1,78E-04	1,59E-01	1,26E-03	-	2,17E+00	2,33E+00
PM-08	6,39E-06	5,34E-08	3,29E-06	8,73E-05	9,70E-05	8,36E-02	6,58E-04	4,02E-02	1,14E+00	1,26E+00
PM-10	6,14E-06	5,25E-08	3,21E-06	8,39E-05	9,33E-05	8,04E-02	6,46E-04	3,95E-02	1,10E+00	1,22E+00
PM-11	1,09E-05	9,38E-08	5,72E-06	1,50E-04	1,67E-04	1,43E-01	1,15E-03	7,05E-02	1,96E+00	2,17E+00
PM-12	3,03E-05	2,52E-07	1,56E-05	4,14E-04	4,60E-04	3,96E-01	3,11E-03	1,92E-01	5,41E+00	6,00E+00
PM-14	3,39E-06	2,75E-08	1,72E-06	4,63E-05	5,14E-05	4,43E-02	3,39E-04	2,11E-02	6,06E-01	6,72E-01
PM-14B	5,78E-06	5,01E-08	3,04E-06	7,89E-05	8,78E-05	7,56E-02	6,17E-04	3,74E-02	1,03E+00	1,14E+00
PM-16	1,14E-04	9,71E-07	5,95E-05	1,56E-03	1,73E-03	1,50E+00	1,19E-02	7,32E-01	2,04E+01	2,26E+01
PM-18	2,17E-05	1,83E-07	-	2,97E-04	3,19E-04	2,84E-01	2,26E-03	-	3,89E+00	4,18E+00
PM-20	1,05E-07	9,08E-10	-	1,43E-06	1,54E-06	1,37E-03	1,12E-05	-	1,87E-02	2,01E-02
PM-21	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PM-22	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PM-26	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PM-45	6,55E-07	5,17E-09	3,27E-07	8,95E-06	9,94E-06	8,58E-03	6,37E-05	4,02E-03	1,17E-01	1,30E-01
PM-48	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PM-49	2,42E-05	2,03E-07	1,25E-05	3,30E-04	3,67E-04	3,17E-01	2,50E-03	1,54E-01	4,33E+00	4,80E+00
PM-54	8,45E-06	6,70E-08	-	1,15E-04	1,24E-04	1,11E-01	8,25E-04	-	1,51E+00	1,62E+00
PM-56	5,40E-05	4,46E-07	2,77E-05	7,37E-04	8,19E-04	7,06E-01	5,49E-03	3,40E-01	9,65E+00	1,07E+01
PM-57	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PM-58	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PM-59	1,21E-06	9,89E-09	-	1,65E-05	1,77E-05	1,58E-02	1,22E-04	-	2,16E-01	2,32E-01
PM-61	2,84E-05	2,43E-07	-	3,88E-04	4,17E-04	3,72E-01	2,99E-03	-	5,08E+00	5,45E+00

Resultados da quantificação do risco total carcinogênico e não carcinogênico para a substância benzeno, relativos ao ano de 2011.

U. E.	Risco Carcinogênico					Risco Não Carcinogênico				
	Contato dérmico	Inalação amb. abertos	Inalação amb. fechados	Ingestão	Total	Contato dérmico	Inalação amb. abertos	Inalação amb. fechados	Ingestão	Total
PM-01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PM-03B	1,81E-07	1,57E-09	9,53E-08	2,47E-06	2,75E-06	2,37E-03	1,93E-05	1,17E-03	3,23E-02	3,59E-02
PM-04	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PM-05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PM-06	4,39E-05	4,00E-07	2,37E-05	5,99E-04	6,67E-04	5,74E-01	4,92E-03	2,92E-01	7,84E+00	8,71E+00
PM-07	1,59E-06	1,43E-08	-	2,17E-05	2,33E-05	2,08E-02	1,76E-04	-	2,84E-01	3,05E-01
PM-08	6,84E-07	6,21E-09	3,69E-07	9,34E-06	1,04E-05	8,95E-03	7,64E-05	4,55E-03	1,22E-01	1,36E-01
PM-10	2,95E-06	2,71E-08	-	4,03E-05	4,33E-05	3,86E-02	3,34E-04	-	5,28E-01	5,67E-01
PM-11	1,86E-07	1,71E-09	1,01E-07	2,54E-06	2,83E-06	2,43E-03	2,11E-05	1,25E-03	3,32E-02	3,69E-02
PM-12	1,86E-07	1,68E-09	1,00E-07	2,54E-06	2,83E-06	2,43E-03	2,06E-05	1,23E-03	3,32E-02	3,69E-02
PM-14	3,56E-07	3,14E-09	1,89E-07	4,86E-06	5,41E-06	4,65E-03	3,86E-05	2,33E-03	6,36E-02	7,06E-02
PM-14B	5,80E-06	5,06E-08	3,06E-06	7,93E-05	8,82E-05	7,60E-02	6,23E-04	3,77E-02	1,04E+00	1,15E+00
PM-15	3,00E-07	2,76E-09	-	4,10E-06	4,40E-06	3,93E-03	3,40E-05	-	5,36E-02	5,76E-02
PM-16	1,52E-04	1,40E-06	8,28E-05	2,08E-03	2,32E-03	2,00E+00	1,72E-02	1,02E+00	2,73E+01	3,03E+01
PM-18	9,77E-05	8,90E-07	-	1,33E-03	1,43E-03	1,28E+00	1,10E-02	-	1,75E+01	1,88E+01
PM-20	3,84E-07	5,44E-09	-	5,25E-06	5,64E-06	5,03E-03	6,70E-05	-	6,87E-02	7,38E-02
PM-21	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PM-24	1,24E-05	1,10E-07	-	1,69E-04	1,82E-04	1,62E-01	1,36E-03	-	2,22E+00	2,38E+00
PM-25	3,52E-07	3,22E-09	-	4,81E-06	5,17E-06	4,61E-03	3,96E-05	-	6,30E-02	6,76E-02
PM-26	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PM-30	2,71E-07	2,44E-09	-	3,71E-06	3,98E-06	3,55E-03	3,00E-05	-	4,85E-02	5,21E-02
PM-40	8,17E-06	7,17E-08	-	1,12E-04	1,20E-04	1,07E-01	8,82E-04	-	1,46E+00	1,57E+00
PM-45	7,48E-07	6,42E-09	3,91E-07	1,02E-05	1,13E-05	9,79E-03	7,90E-05	4,82E-03	1,34E-01	1,49E-01
PM-46	2,33E-07	2,05E-09	1,24E-07	3,19E-06	3,55E-06	3,05E-03	2,52E-05	1,52E-03	4,17E-02	4,63E-02
PM-47	6,07E-06	5,30E-08	3,21E-06	8,29E-05	9,22E-05	7,95E-02	6,52E-04	3,95E-02	1,09E+00	1,21E+00

Resultados da quantificação do risco total carcinogênico e não carcinogênico para a substância benzeno, relativos ao ano de 2011
(Continuação).

U. E.	Risco Carcinogênico					Risco Não Carcinogênico				
	Contato dérmico	Inalação amb. abertos	Inalação amb. fechados	Ingestão	Total	Contato dérmico	Inalação amb. abertos	Inalação amb. fechados	Ingestão	Total
PM-48	5,70E-07	5,06E-09	3,04E-07	7,78E-06	8,66E-06	7,46E-03	6,23E-05	3,74E-03	1,02E-01	1,13E-01
PM-49	1,20E-04	1,08E-06	6,46E-05	1,64E-03	1,83E-03	1,57E+00	1,33E-02	7,95E-01	2,14E+01	2,38E+01
PM-50	3,11E-05	2,76E-07	1,66E-05	4,25E-04	4,73E-04	4,07E-01	3,40E-03	2,04E-01	5,56E+00	6,17E+00
PM-51	5,80E-05	5,38E-07	-	7,92E-04	8,51E-04	7,60E-01	6,63E-03	-	1,04E+01	1,12E+01
PM-52	3,43E-06	3,24E-08	-	4,69E-05	5,04E-05	4,50E-02	3,99E-04	-	6,14E-01	6,59E-01
PM-56	2,69E-05	2,40E-07	1,44E-05	3,68E-04	4,10E-04	3,53E-01	2,96E-03	1,77E-01	4,81E+00	5,34E+00
PM-57	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PM-58	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PM-59	1,25E-06	1,11E-08	-	1,71E-05	1,84E-05	1,64E-02	1,36E-04	-	2,23E-01	2,40E-01
PM-62	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PM-63	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PM-73	3,14E-07	2,67E-09	1,63E-07	4,29E-06	4,77E-06	4,11E-03	3,28E-05	2,01E-03	5,62E-02	6,24E-02
PM-74	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PM-75	1,40E-06	1,21E-08	7,35E-07	1,91E-05	2,12E-05	1,83E-02	1,49E-04	9,05E-03	2,49E-01	2,76E-01
PM-76	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PM-77	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PM-78	3,11E-05	2,77E-07	1,66E-05	4,25E-04	4,73E-04	4,07E-01	3,41E-03	2,05E-01	5,56E+00	6,18E+00
PM-79	1,98E-06	1,77E-08	1,06E-06	2,70E-05	3,01E-05	2,59E-02	2,17E-04	1,30E-02	3,54E-01	3,93E-01
PM-80	1,71E-07	1,52E-09	-	2,34E-06	2,51E-06	2,24E-03	1,87E-05	-	3,06E-02	3,29E-02
PM-81	1,09E-05	9,94E-08	-	1,48E-04	1,59E-04	1,41E-01	1,22E-03	-	1,94E+00	2,08E+00
PM-82	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PMN-10	1,59E-05	1,46E-07	8,63E-06	2,17E-04	2,42E-04	2,08E-01	1,79E-03	1,06E-01	2,84E+00	3,16E+00
PMN-52	1,67E-04	1,57E-06	-	2,28E-03	2,45E-03	2,18E+00	1,93E-02	-	2,98E+01	3,20E+01
PMN-81	7,60E-05	6,96E-07	-	1,04E-03	1,12E-03	9,96E-01	8,57E-03	-	1,36E+01	1,46E+01

Resultados da quantificação do risco total carcinogênico e não carcinogênico para a substância benzeno, relativos ao ano de 2013 (Continuação).

U. E.	Risco Carcinogênico					Risco não Carcinogênico				
	Contato dérmico	Inalação amb. abertos	Inalação amb. fechados	Ingestão	Total	Contato dérmico	Inalação amb. Abertos	Inalação amb. Fechados	Ingestão	Total
PM-47	9,72E-06	8,13E-08	5,01E-06	1,33E-04	1,48E-04	1,27E-01	1,00E-03	6,17E-02	1,74E+00	1,93E+00
PM-48	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PM-49	4,90E-05	4,19E-07	2,56E-05	6,69E-04	7,44E-04	6,41E-01	5,16E-03	3,15E-01	8,76E+00	9,72E+00
PM-50	2,96E-05	2,52E-07	1,54E-05	4,04E-04	4,49E-04	3,87E-01	3,10E-03	1,90E-01	5,29E+00	5,87E+00
PM-51	4,44E-06	3,80E-08	-	6,06E-05	6,51E-05	5,81E-02	4,67E-04	-	7,93E-01	8,52E-01
PM-56	1,50E-05	1,26E-07	7,79E-06	2,05E-04	2,28E-04	1,97E-01	1,55E-03	9,56E-02	2,69E+00	2,98E+00
PM-57	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PM-58	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PM-59	1,76E-07	1,50E-09	-	2,41E-06	2,59E-06	2,31E-03	1,84E-05	-	3,15E-02	3,38E-02
PM-62	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PM-63	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PM-73	2,28E-06	1,84E-08	1,15E-06	3,12E-05	3,46E-05	2,99E-02	2,27E-04	1,42E-02	4,08E-01	4,52E-01
PM-74	4,36E-06	3,55E-08	-	5,95E-05	6,39E-05	5,71E-02	4,37E-04	-	7,79E-01	8,37E-01
PM-75	4,09E-07	5,80E-09	2,77E-07	5,59E-06	6,28E-06	5,36E-03	7,14E-05	3,41E-03	7,32E-02	8,20E-02
PM-76	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PM-77	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PM-78	4,06E-05	3,37E-07	2,09E-05	5,55E-04	6,17E-04	5,32E-01	4,15E-03	2,57E-01	7,27E+00	8,06E+00
PM-79	1,28E-06	1,10E-08	6,72E-07	1,75E-05	1,95E-05	1,68E-02	1,36E-04	8,27E-03	2,29E-01	2,54E-01
PM-80	5,85E-05	4,97E-07	-	7,99E-04	8,58E-04	7,65E-01	6,12E-03	-	1,05E+01	1,13E+01
PM-81	5,89E-05	5,19E-07	-	8,05E-04	8,64E-04	7,71E-01	6,39E-03	-	1,05E+01	1,13E+01
PM-82	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PM-89	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PMN-10	7,26E-06	6,36E-08	3,84E-06	9,91E-05	1,10E-04	9,50E-02	7,83E-04	4,73E-02	1,30E+00	1,44E+00
PMN-10A	6,90E-06	6,05E-08	-	9,42E-05	1,01E-04	9,03E-02	7,45E-04	-	1,23E+00	1,32E+00

Resultados da quantificação do risco total carcinogênico e não carcinogênico para a substância benzeno, relativos ao ano de 2013
(Continuação).

U. E.	Risco Carcinogênico					Risco não Carcinogênico				
	Contato dérmico	Inalação amb. abertos	Inalação amb. fechados	Ingestão	Total	Contato dérmico	Inalação amb. Abertos	Inalação amb. Fechados	Ingestão	Total
PMN-10B	4,85E-06	4,25E-08	2,57E-06	6,63E-05	7,38E-05	6,35E-02	5,23E-04	3,16E-02	8,67E-01	9,63E-01
PMN-52	5,18E-05	4,64E-07	-	7,08E-04	7,60E-04	6,79E-01	5,71E-03	-	9,27E+00	9,95E+00
PMN-52B	3,72E-06	5,27E-08	-	5,07E-05	5,45E-05	4,86E-02	6,48E-04	-	6,64E-01	7,13E-01
PMN-81	1,06E-06	9,36E-09	-	1,45E-05	1,56E-05	1,39E-02	1,15E-04	-	1,90E-01	2,04E-01
PMN-81A	3,42E-06	3,02E-08	-	4,67E-05	5,02E-05	4,47E-02	3,72E-04	-	6,11E-01	6,56E-01
PMN-81B	2,81E-06	2,49E-08	-	3,84E-05	4,12E-05	3,68E-02	3,06E-04	-	5,03E-01	5,40E-01

APÊNDICE III – Resultados da quantificação do risco à saúde humana com base em taxa de dose potencial variável

Risco Carcinogênico				
Contato dérmico	Inalação amb. abertos	Inalação amb. fechados	Ingestão	Total
1,71E-04	2,42E-06	3,58E-05	2,34E-03	2,51E-03
Risco não Carcinogênico				
Contato dérmico	Inalação amb. abertos	Inalação amb. fechados	Ingestão	Total
2,24E+00	2,98E-02	4,41E-01	3,06E+01	3,29E+01

Obs.: os resultados aqui apresentados se referem aos maiores valores de risco verificados na área simulada após aplicação da metodologia de avaliação de risco com base em taxa de dose potencial variável.

ANEXOS

ANEXO I – Cargas hidráulicas nos poços de monitoramento

Data de referência: junho/2011			
Poço	X (m)	Y (m)	CH (m)
PM-01	279239,866	7484479,783	85,18
PM-03B	279312,498	7484454,356	84,99
PM-04	279270,322	7484527,551	84,36
PM-05	279204,343	7484427,607	85,59
PM-06	279204,032	7484472,908	85,06
PM-07	279266,482	7484609,605	83,65
PM-08	279284,620	7484503,480	84,75
PM-10	279168,786	7484513,657	84,40
PM-11	279165,185	7484491,200	84,68
PM-12	279233,463	7484468,633	85,39
PM-14	279293,239	7484563,003	83,52
PM-14B	279294,910	7484543,882	83,36
PM-16	279243,508	7484525,453	84,66
PM-17	279230,011	7484661,932	83,56
PM-18	279180,321	7484560,523	83,85
PM-21	279275,102	7484359,984	85,74
PM-24	279349,699	7484608,250	83,62
PM-25	279263,464	7484618,618	83,67
PM-26	279293,062	7484412,150	85,51
PM-28	279259,732	7484675,498	83,50
PM-30	279308,188	7484613,477	83,50
PM-36	279158,670	7484646,878	83,71
PM-37	279361,883	7484666,772	83,46
PM-38	279278,308	7484686,494	83,47
PM-39	279321,747	7484676,926	83,46
PM-40	279349,553	7484559,705	83,53
PM-41	279108,259	7484607,894	84,23
PM-42	279167,557	7484655,556	83,54
PM-43	279141,536	7484644,524	83,97
PM-44	279117,898	7484625,455	84,12
PM-45	279322,181	7484486,375	84,53
PM-46	279316,015	7484539,968	83,63
PM-47	279309,950	7484555,118	83,62
PM-48	279324,750	7484592,375	83,31
PM-49	279218,312	7484504,755	84,81
PM-50	279267,401	7484569,259	83,61
PM-51	279294,375	7484592,375	84,65
PM-52	279213,722	7484635,800	83,37
PM-53	279351,599	7484630,326	83,31
PM-54	279345,410	7484520,473	83,65
PM-55	279319,817	7484416,656	85,56
PM-56	279247,517	7484481,283	85,15
PM-57	279279,718	7484415,725	85,55
PM-58	279142,730	7484476,197	84,54

Data de referência: junho/2011 (Continuação)

Poço	X (m)	Y (m)	CH (m)
PM-59	279341,218	7484609,907	83,59
PM-60	279411,687	7484606,287	83,46
PM-61	279312,888	7484661,789	83,54
PM-62	279161,551	7484444,258	84,82
PM-63	279111,289	7484516,176	83,19
PM-64	279256,733	7484694,943	83,70
PM-65	279257,691	7484304,449	85,58
PM-66	279271,207	7484296,591	85,53
PM-67	279261,455	7484281,334	85,53
PM-68	279259,862	7484274,894	85,50
PM-69	279255,952	7484263,461	85,48
PM-70	279262,542	7484254,539	85,44
PM-71	279270,941	7484267,803	85,52
PM-72	279273,475	7484277,282	85,58
PM-73	279326,844	7484505,714	84,06
PM-74	279333,621	7484533,826	83,66
PM-75	279341,183	7484568,942	83,56
PM-76	279303,822	7484428,644	85,40
PM-77	279270,717	7484433,780	85,85
PM-78	279268,471	7484483,017	85,33
PM-79	279208,136	7484525,653	84,26
PM-80	279215,731	7484564,431	83,62
PM-81	279203,32	7484605,224	83,82
PM-82	279201,943	7484392,467	85,74

(Fonte: SERVIMAR, 2011)

Data de referência: junho/2013

Poço	X (m)	Y (m)	CH (m)
PM-01	279239,866	7484479,783	83,51
PM-03B	279312,498	7484454,356	-
PM-04	279270,322	7484527,551	83,19
PM-05	279204,343	7484427,607	83,83
PM-06	279204,032	7484472,908	83,49
PM-07	279266,482	7484609,605	82,56
PM-08	279284,620	7484503,480	83,15
PM-10	279168,786	7484513,657	83,19
PM-100	279448,663	7484538,300	84,74
PM-11	279165,185	7484491,200	83,39
PM-12	279233,463	7484468,633	83,63
PM-14	279293,239	7484563,003	82,25
PM-14B	279294,910	7484543,882	-
PM-16	279243,508	7484525,453	83,37
PM-17	279230,011	7484661,932	82,48
PM-18	279180,321	7484560,523	82,74
PM-21	279275,102	7484359,984	83,73

Data de referência: junho/2013 (Continuação)

Poço	X (m)	Y (m)	CH (m)
PM-24	279349,699	7484608,250	82,42
PM-25	279263,464	7484618,618	82,58
PM-26	279293,062	7484412,150	-
PM-28	279259,732	7484675,498	82,36
PM-30	279308,188	7484613,477	82,48
PM-36	279158,670	7484646,878	83,17
PM-38	279278,308	7484686,494	82,33
PM-39	279321,747	7484676,926	82,34
PM-40	279349,553	7484559,705	82,57
PM-41	279108,259	7484607,894	82,80
PM-43	279141,536	7484644,524	82,58
PM-44	279117,898	7484625,455	83,18
PM-45	279322,181	7484486,375	82,80
PM-46	279316,015	7484539,968	82,32
PM-47	279309,950	7484555,118	82,51
PM-48	279324,750	7484592,375	82,11
PM-49	279218,312	7484504,755	83,36
PM-50	279267,401	7484569,259	82,48
PM-51	279294,375	7484592,375	82,57
PM-52	279213,722	7484635,800	82,41
PM-53	279351,599	7484630,326	82,19
PM-54	279345,410	7484520,473	82,39
PM-55	279319,817	7484416,656	83,48
PM-56	279247,517	7484481,283	83,49
PM-57	279279,718	7484415,725	83,42
PM-58	279142,730	7484476,197	82,93
PM-59	279341,218	7484609,907	82,44
PM-60	279411,687	7484606,287	82,26
PM-61	279312,888	7484661,789	82,32
PM-62	279161,551	7484444,258	83,48
PM-63	279111,289	7484516,176	82,13
PM-64	279256,733	7484694,943	82,43
PM-65	279257,691	7484304,449	84,03
PM-66	279271,207	7484296,591	84,01
PM-67	279261,455	7484281,334	-
PM-68	279259,862	7484274,894	-
PM-69	279255,952	7484263,461	83,99
PM-70	279262,542	7484254,539	83,95
PM-71	279270,941	7484267,803	84,00
PM-72	279273,475	7484277,282	84,08
PM-73	279326,844	7484505,714	82,65
PM-74	279333,621	7484533,826	82,47
PM-76	279303,822	7484428,644	-
PM-77	279270,717	7484433,780	-
PM-78	279268,471	7484483,017	83,48

Data de referência: junho/2013 (Continuação)

Poço	X (m)	Y (m)	CH (m)
PM-79	279208,136	7484525,653	83,27
PM-80	279215,731	7484564,431	82,55
PM-81	279203,320	7484605,224	82,87
PM-82	279201,943	7484392,467	83,87
PM-83	279353,983	7484450,955	83,25
PM-84	279369,113	7484510,081	82,32
PM-85	279379,970	7484555,927	82,07
PM-86	279404,532	7484544,979	84,21
PM-87	279387,952	7484515,004	84,87
PM-88	279374,804	7484482,537	84,60
PM-90	279165,405	7484571,469	98,69
PM-91	279372,545	7484634,134	84,24
PM-92	279366,597	7484647,602	84,27
PM-93	279423,150	7484510,746	83,94
PM-94	279428,630	7484481,630	84,02
PM-95	279402,182	7484474,482	84,31
PM-97	279426,046	7484464,821	84,66
PM-98	279445,110	7484477,130	84,62
PM-99	279458,923	7484503,250	84,54

(Fonte: GEOAMBIENTE, 2013)

Data de referência: novembro/2013

Poço	X (m)	Y (m)	CH (m)
PM-01	279239,866	7484479,783	83,03
PM-03B	279312,498	7484454,356	-
PM-04	279270,322	7484527,551	82,67
PM-05	279204,343	7484427,607	83,89
PM-06	279204,032	7484472,908	83,02
PM-07	279266,482	7484609,605	81,70
PM-08	279284,620	7484503,480	82,64
PM-10	279168,786	7484513,657	82,50
PM-100	279448,663	7484538,300	83,45
PM-101	279504,835	7484525,473	82,92
PM-102	279505,421	7484480,901	83,83
PM-103	279474,866	7484445,066	84,34
PM-104	279435,337	7484414,066	85,76
PM-105	279489,588	7484394,476	85,32
PM-106	279524,140	7484429,959	84,39
PM-11	279165,185	7484491,200	82,68
PM-12	279233,463	7484468,633	83,00
PM-14	279293,239	7484563,003	81,81
PM-14B	279294,910	7484543,882	-
PM-16	279243,508	7484525,453	82,18
PM-17	279230,011	7484661,932	-

Data de referência: novembro/2013 (Continuação)

Poço	X (m)	Y (m)	CH (m)
PM-18	279180,321	7484560,523	81,81
PM-21	279275,102	7484359,984	84,40
PM-24	279349,699	7484608,250	81,84
PM-25	279263,464	7484618,618	81,96
PM-26	279293,062	7484412,150	-
PM-28	279259,732	7484675,498	81,69
PM-30	279308,188	7484613,477	-
PM-36	279158,670	7484646,878	83,35
PM-38	279278,308	7484686,494	81,70
PM-39	279321,747	7484676,926	81,98
PM-41	279108,259	7484607,894	82,84
PM-43	279141,536	7484644,524	82,58
PM-44	279117,898	7484625,455	83,20
PM-45	279322,181	7484486,375	82,64
PM-46	279316,015	7484539,968	81,95
PM-47	279309,950	7484555,118	82,21
PM-48	279324,750	7484592,375	81,52
PM-49	279218,312	7484504,755	82,83
PM-50	279267,401	7484569,259	81,42
PM-51	279294,375	7484592,375	81,57
PM-52	279213,722	7484635,800	81,39
PM-53	279351,599	7484630,326	81,92
PM-54	279345,410	7484520,473	81,97
PM-55	279319,817	7484416,656	82,89
PM-56	279247,517	7484481,283	83,05
PM-57	279279,718	7484415,725	83,38
PM-58	279142,730	7484476,197	82,73
PM-59	279341,218	7484609,907	81,82
PM-60	279411,687	7484606,287	82,16
PM-61	279312,888	7484661,789	81,64
PM-62	279161,551	7484444,258	82,76
PM-64	279256,733	7484694,943	81,57
PM-65	279257,691	7484304,449	-
PM-66	279271,207	7484296,591	-
PM-67	279261,455	7484281,334	-
PM-68	279259,862	7484274,894	-
PM-69	279255,952	7484263,461	-
PM-70	279262,542	7484254,539	-
PM-71	279270,941	7484267,803	-
PM-72	279273,475	7484277,282	-
PM-73	279326,844	7484505,714	82,27
PM-74	279333,621	7484533,826	81,98
PM-76	279303,822	7484428,644	-
PM-77	279270,717	7484433,780	-
PM-78	279268,471	7484483,017	-

Data de referência: novembro/2013 (Continuação)

Poço	X (m)	Y (m)	CH (m)
PM-79	279208,136	7484525,653	-
PM-80	279215,731	7484564,431	-
PM-81	279203,320	7484605,224	-
PM-82	279201,943	7484392,467	83,24
PM-83	279353,983	7484450,955	83,07
PM-84	279369,113	7484510,081	82,07
PM-85	279379,970	7484555,927	81,31
PM-86	279404,532	7484544,979	83,42
PM-87	279387,952	7484515,004	83,18
PM-88	279374,804	7484482,537	84,16
PM-91	279372,545	7484634,134	-
PM-92	279366,597	7484647,602	-
PM-93	279423,150	7484510,746	-
PM-94	279428,631	7484481,632	83,49
PM-95	279402,182	7484474,482	83,64
PM-96	279430,498	7484519,587	83,20
PM-97	279426,046	7484464,821	83,98
PM-98	279445,110	7484477,130	83,89
PM-99	279458,923	7484503,250	84,05

(Fonte: GEOAMBIENTE, 2014)

ANEXO II – Valores de condutividade hidráulica apresentados por Bureau Veritas (2006)

Poço	K (cm/s)
PM-06	3.29E-04
PM-10	9.11E-04
PM-24	5.47E-04
PM-26	1.15E-04
PM-28	2.54E-04

(Fonte: Bureau Veritas, 2006)

Segundo a empresa Bureau Veritas (2006), a realização dos ensaios de determinação de condutividade hidráulica seguiu os seguintes procedimentos:

- Foram realizados ensaios do tipo recuperação a nível variável, com diferencial de pressão negativo aplicado ao aquífero, e recuperação superior a 63% da carga inicial.
- O nível d'água natural foi alterado para uma posição a qual foi denominada como nível inicial do ensaio.
- A tendência do nível d'água voltar à posição original foi acompanhada ao longo do tempo do ensaio.
- O nível inicial foi estabelecido através da retirada de água, medindo-se em seguida sua velocidade de recuperação.

ANEXO III – Concentrações medidas na água subterrânea

Obs: As concentrações medidas consideradas no cálculo do risco à saúde humana foram aquelas acima do valor limite de intervenção definido pela CETESB (2016) para o composto benzeno (0,005 mg/L).

Ano de referência: 2006	
Poço	Benzeno (mg/L)
PM-01	12,963
PM-02	14,887
PM-03	0,117
PM-04	0,087
PM-05	-
PM-06	6,971
PM-08	3,123
PM-10	2,223
PM-11	0,837
PM-12	6,382
PM-14	0,496
PM-15	0,636
PM-16	15,322
PM-21	-
PM-22	-
PM-24	0,131
PM-26	-
PM-27	1,052
PM-30	8,338
PM-29	13,499
PM-18	8,230
PM-20	0,736
PM-23	-

(Fonte: BUREAU VERITAS, 2006)

Ano de referência: 2009	
Poço	Benzeno (mg/L)
PM-01 Tanques	0,9172
PM-04	0,0528
PM-05	-
PM-06	0,7657
PM-08	0,4026
PM-10	0,3869
PM-11	0,6898
PM-12	1,9080
PM-14	0,2134
PM-14B	0,3641
PM-16	7,2039

Ano de referência: 2009 (Continuação)	
Poço	Benzeno (mg/L)
PM-18	1,3692
PM-20	0,0066
PM-21	-
PM-22	-
PM-49	1,5245
PM-54	0,5327
PM-55	-
PM-56	3,3997
PM-57	-
PM-59	0,0762
PB-01	1,2078
PM-61	1,7920
PM-48	-
PM-45	0,0413
PM-26	-
PM-58	-

(Fonte: SERVIMAR, 2009)

Ano de referência: 2011	
Poço	Benzeno (mg/L)
PM-21	-
PM-24	0,7806
PM-25	0,0222
PM-26	-
PM-30	0,0171
PM-40	0,5147
PM-45	0,0471
PM-46	0,0147
PM-47	0,3826
PM-48	0,0359
PM-49	7,5431
PM-50	1,9598
PM-51	3,6559
PM-56	1,6967
PM-57	-
PM-59	0,0787

Ano de referência: 2011 (Continuação)

Poço	Benzeno (mg/L)
PM-73	0,0198
PM-74	-
PM-76	-
PM-77	-
PM-78	1,9600
PM-79	0,1247
PM-80	0,0108
PM-81	0,6848
PMN-81	4,7916
PM-82	-
PM-75	0,0879
PMN-52	10,5101
PM-52	0,2164
PM-15	0,0189
PM-18	6,1543
PM-20	0,0242
PM-63	-
PM-58	-
PM-62	-
PM-01	-
PM-03 B	0,0114
PM-04	-
PM-05	-
PM-06	2,7640
PM-07	0,1000
PM-08	0,0431
PM-10	0,1859
PMN-10	1,0005
PM-11	0,0117
PM-12	0,0117
PM-14	0,0224
PM-14 B	0,3657
PM-16	9,6083

(Fonte: SERVIMAR, 2011)

Ano de referência: 2013

Poço	Benzeno (mg/L)
PM-01	0,3978
PM-03 B	-
PM-04	0,0874
PM-05	0,0154

Ano de referência: 2013 (Continuação)

Poço	Benzeno (mg/L)
PM-06	0,9236
PM-07	0,0215
PM-08	0,9482
PM-10	4,7233
PMN-10	0,4574
PMN-10A	0,4346
PMN-10B	0,3057
PM-11	0,4976
PM-12	1,615
PM-14	0,0995
PM-14B	-
PM-15	-
PM-16	7,6009
PM-18	1,0867
PM-20	-
PM-21	-
PM-24	-
PM-26	-
PM-30	0,0079
PM-45	-
PM-46	-
PM-47	0,6124
PM-48	-
PM-49	3,086
PM-50	1,8634
PM-51	0,2796
PMN-52A	2,1397
PMN-52B	0,2341
PM-56	0,9475
PM-57	-
PM-73	0,1438
PM-74	0,2746
PM-76	-
PM-77	-
PM-78	2,5604
PM-79	0,0808
PM-80	3,6841
PMN-81	0,0669
PMN-81B	0,1772
PM-82	-
PM-89	-

(Fonte: GEOAMBIENTE, 2014)